



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

EFLUENTE DE LARVICULTURA DE CAMARÕES MARINHOS:
CARACTERIZAÇÃO E ESTUDO PRELIMINAR PARA O
TRATAMENTO EM LAGOAS RASAS

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Prof.^a Dra. Rejane Helena
Ribeiro da Costa

Co-orientador: Prof. Dr. Paulo Belli Filho

MARLENE ALANO COELHO

Florianópolis
2000

**EFLUENTE DE LARVICULTURA DE CAMARÕES MARINHOS:
CARACTERIZAÇÃO E ESTUDO PRELIMINAR PARA O TRATAMENTO EM
LAGOAS RASAS.**

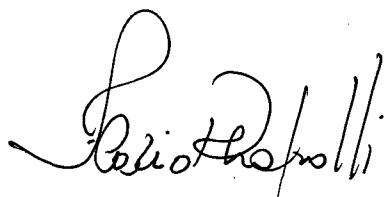
MARLENE ALANO COELHO

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós - Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na Área de Tecnologias de Saneamento Ambiental

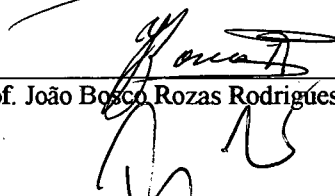
Aprovado por:



Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
(Coordenador)



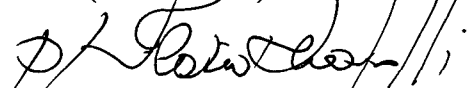
Prof. Luis Vinatea Arana, Dr.



Prof. João Bosco Rozas Rodrigues, Dr.



Prof. Paulo Belli-Filho, Dr.
(Co-Orientador)



Profª. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Drª.
(Orientadora)

**FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
MAIO/2000**

**À MINHA MÃE E
AO MEU PAI (*IN MEMORIAN*).**

**A SÃO FRANCISCO DE ASSIS PELA
INSPIRAÇÃO.**

AO BOM DEUS QUE TUDO NOS DÁ.

AGRADECIMENTOS

Ao concluir o presente trabalho agradeço a todos que de uma forma ou de outra contribuíram para a realização deste, em especial:

À professora Rejane Helena Ribeiro da Costa pelo apoio, compreensão e orientação.

Ao professor Paulo Belli Filho pela co-orientação.

Aos professores Maurício Sedrez dos Reis e Alfredo Oliveira Galvez, bem como ao amigo doutorando Roberto Leung pelos valiosos ensinamentos na área de estatística.

Aos professores Luis Vinatea Arana e Walter Muedas por suas sugestões e amizade.

Aos professores Elpídio Beltrame e Edemar Andreatta e a toda a equipe do Laboratório de Camarões Marinhos pelo apoio e compreensão durante a realização deste.

Aos técnicos e funcionários do Laboratório Integrado de Meio Ambiente pelo apoio e amizade, em especial, ao Américo, Nilton e Joana. Ao Ângelo da Sink do Brasil pela ajuda fundamental para a análise do carbono orgânico dissolvido.

Ao oceanógrafo Israel Diniz da Silva e ao Biólogo M.Sc. Roberto Bianchini Derner pelo auxílio na identificação do fitoplâncton, bem como pela bibliografia emprestada. Ao Biólogo Frank Belettini pela ajuda na larvicultura, compreensão e amizade.

À Adriana do Laboratório de Cultivo de Moluscos Marinhos pelo apoio durante as análises desenvolvidas naquele laboratório e à Jaqueline do Laboratório de Peixes Marinhos pelas fotos aí realizadas.

Aos estudantes Tim e Amilton pela amizade e ajuda fundamental durante as análises, bem como aos mestres em aquicultura Silvana e Lamartine pelo trabalho fotográfico.

À Heather e ao Shelby pela dedicada tradução do abstract, assim como ao Sean Willians.

Aos amigos que souberam compreender minha presença ou ausência, em especial, à Cíntia e Carol pelo amor de uma grande amizade e ao Jaime Quesada pela sua presença amiga, sempre tão encorajadora e revitalizadora.

A todos os amigos que fiz durante o curso, especialmente, às amigas Mariana, Cristiane, Lislair, Kelli e Maria Elisa. À Mariana um agradecimento especial pelos inúmeros esclarecimentos químicos, igualmente ao Luciano pelos muitos ensinamentos. À Marilda e Bia pela convivência laboriosa.

A minha família pela compreensão e o amor de todos os momentos, em especial, aos meus sobrinhos por tornarem a vida mais alegre e à minha mãe pelo amor sem medida.

Ao Jair por cada passo dado, pela compreensão e paciência, pelos momentos partilhados e, especialmente, por seu amor incondicional.

À Universidade Federal de Santa Catarina pela oportunidade de crescimento e por conceder-me cinco meses de afastamento integral de minhas atividades como servidora.

Àqueles que, como "soldados anônimos", também brindaram-me com a sua participação fundamental, porém não tiveram aqui seus nomes destacados.

A DEUS por tudo.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	viii
LISTA DE FIGURAS	x
RESUMO	xiii
ABSTRACT	xiv
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS.....	4
2.1 OBJETIVO GERAL	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1 O PROCESSO DE LARVICULTURA DE CAMARÕES PENEÍDEOS DESENVOLVIDO NO LABORATÓRIO DE CAMARÕES MARINHOS (LCM)	5
3.1.1 Estágios Larvais	5
3.1.2 Infra-estrutura e Metodologia de Cultivo no LCM	6
3.1.3 Água e Parâmetros de Qualidade.....	7
3.1.4 Alimento natural e artificial.....	8
3.1.5 Doenças associadas ao cultivo e drogas utilizadas na larvicultura.	8
3.2 A POLUIÇÃO E O LANÇAMENTO DE EFLUENTES	9
3.3 IMPACTOS GERADOS PELOS EFLUENTES DA AQUICULTURA	11
3.3.1 A eutrofização e os efluentes da carcinicultura marinha.....	12
3.4 ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS DE TRATAMENTO DOS EFLUENTES GERADOS PELA CARCINICULTURA MARINHA	14
3.5 O TRATAMENTO DE EFLUENTES EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	17
3.6 LAGOAS RASAS.....	20
4 MATERIAL E MÉTODOS	22
4.1 LOCAL E PERÍODO DE ESTUDO	22
4.2 EFLUENTE ESTUDADO	22
4.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	22
4.3.1 Caracterização do efluente	23
4.3.2 Tratamento do efluente.....	24
4.4 PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS	26
4.4.1 Oxigênio dissolvido, temperatura, pH e salinidade	26
4.4.2 Elementos maiores da água do mar e compostos nitrogenados.....	26
4.4.3 Ortofosfato dissolvido	27
4.4.4 Carbono orgânico dissolvido (COD).....	27
4.4.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅).....	28
4.4.6 Sólidos suspensos	28
4.4.7 Clorofila <i>a</i> e Feopigmentos.....	29
4.4.8 Residual de fitoplâncton e de náuplios de <i>Artemia</i> sp	29
4.5 COLETA, PROCESSAMENTO E PRESERVAÇÃO DE AMOSTRAS	29

4.5.1 Coleta, processamento e preservação de amostras na etapa de caracterização do efluente.....	30
4.5.2 Coleta, processamento e preservação de amostras na etapa de tratamento do efluente.....	31
4.6 ALGUNS ASPECTOS DA METODOLOGIA DE CULTIVO ADOTADA NA LARVICULTURA DO LCM DURANTE O PERÍODO EXPERIMENTAL	32
4.7 PROCESSAMENTO E TRATAMENTO DOS DADOS	33
5 RESULTADOS.....	34
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE.....	34
5.1.1 pH, Oxigênio Dissolvido, Salinidade e Temperatura.....	34
5.1.2 Elementos maiores da água do mar	36
5.1.3 Compostos nitrogenados	36
5.1.4 Ortofosfato dissolvido	37
5.1.5 Carbono orgânico dissolvido (COD).....	39
5.1.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅).....	39
5.1.7 Sólidos Suspensos (SS).....	42
5.1.8 Clorofila <i>a</i> e Feopigmentos.....	42
5.1.9 Residual de Fitoplâncton.....	45
5.1.10 Residual de náuplios de <i>Artemia</i> sp.....	47
5.1.11 Análise de Componentes Principais (ACP)	47
5.2 TRATAMENTO DO EFLUENTE.....	51
5.2.1 Aspectos gerais observados visualmente nas lagoas de tratamento	51
5.2.2 Lagoa 1.....	53
5.2.2.1 pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido.....	53
5.2.2.2 Salinidade e Elementos maiores da água do mar	58
5.2.2.3 Compostos nitrogenados	60
5.2.2.4 Ortofosfato dissolvido (P-PO ₄ ³⁻)	60
5.2.2.5 Carbono orgânico dissolvido (COD)	62
5.2.2.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅).....	62
5.2.2.7 Sólidos suspensos (SS).....	62
5.2.2.8 Clorofila <i>a</i> e Feopigmentos.....	63
5.2.2.9 Residual de fitoplâncton e náuplios de <i>Artemia</i> sp.....	63
5.2.2.10 Análise de Componentes Principais para a Lagoa 1.....	63
5.2.3 Lagoa 2.....	66
5.2.3.1 pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido.....	66
5.2.3.2 Salinidade e Elementos maiores da água do mar	69
5.2.3.3 Compostos nitrogenados	72
5.2.3.4 Ortofosfato dissolvido (P-PO ₄ ³⁻)	73
5.2.3.5 Carbono orgânico dissolvido (COD)	73
5.2.3.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅).....	73
5.2.3.7 Sólidos suspensos (SS).....	75
5.2.3.8 Clorofila <i>a</i> e Feopigmentos.....	75
5.2.3.9 Residual de fitoplâncton e náuplios de <i>Artemia</i> sp.....	75
5.2.3.10 Análise de Componentes Principais para a Lagoa 2.....	77
5.2.4 Lagoa 3.....	78
5.2.4.1 pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido.....	78
5.2.4.2 Salinidade e Elementos maiores da água do mar	83
5.2.4.3 Compostos nitrogenados	85
5.2.4.4 Ortofosfato dissolvido (P-PO ₄ ³⁻)	85
5.2.4.5 Carbono orgânico dissolvido (COD)	85
5.2.4.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅).....	85
5.2.4.7 Sólidos suspensos (SS).....	87
5.2.4.8 Clorofila <i>a</i> e Feopigmentos.....	87
5.2.4.9 Residual de fitoplâncton e náuplios de <i>Artemia</i> sp.....	88
5.2.4.10 Análise de Componentes Principais para a Lagoa 3.....	88

6 DISCUSSÃO	90
6.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE.....	90
6.1.1 Salinidade, Temperatura, pH e Oxigênio Dissolvido.....	90
6.1.2 Elementos maiores da água do mar	92
6.1.3 Compostos Nitrogenados	93
6.1.4 Ortofosfato Dissolvido	94
6.1.5 Carbono Orgânico Dissolvido (COD)	96
6.1.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	97
6.1.7 Sólidos Suspensos (SS).....	99
6.1.8 Clorofila <i>a</i> e Feopigmentos.....	100
6.1.9 Residual de Fitoplâncton e Náuplio de <i>Artemia</i> sp	101
6.1.10 Análise de Componentes principais (ACP)	103
6.2 TRATAMENTO DO EFLUENTE	104
6.2.1 pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido	105
6.2.2 Salinidade e Elementos Maiores	108
6.2.3 Compostos nitrogenados	109
6.2.3 Ortofosfato Dissolvido, Carbono Orgânico Dissolvido, DBO e Sólidos Suspensos	109
6.2.4 Clorofila <i>a</i> e Feopigmentos.....	113
6.2.5 Residuais de Fitoplâncton e <i>Artemia</i> sp	114
6.2.1 Análise de Componentes Principais	114
7 CONCLUSÕES.....	115
7.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE.....	115
7.2 TRATAMENTO DO EFLUENTE	116
8 RECOMENDAÇÕES.....	117
ANEXOS.....	119
ANEXO 1 - TABELAS DE ALIMENTAÇÃO PARA <i>L. vannamei</i> E <i>F. paulensis</i>	119
ANEXO 2 - FOTOPERÍODO	120
ANEXO 3 - ANÁLISE DA VARIÂNCIA (ANOVA)	121
ANEXO 4 - ANÁLISES DE CORRELAÇÕES.....	129
ANEXO 5 - ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP)	132
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	133

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Tratamento do efluente de viveiros de cultivo de camarão na Ásia.....	16
TABELA 2 - Vantagens e desvantagens das lagoas de estabilização.....	18
TABELA 3 - Variáveis analisadas durante as etapas de estudo, destacando a preservação das amostras e a frequência das análises.....	24
TABELA 4 - Resultado das variáveis analisadas para o efluente de dois tanques de larvicultura e para a água de abastecimento.....	35
TABELA 5 - Separação de médias (DUNCAN, $P < 0,05$) da temperatura para a água e os efluentes de <i>F. paulensis</i> E <i>L. vannamei</i>	36
TABELA 6 - pH, temperatura e oxigênio dissolvido (mg/l e % de saturação) durante o tratamento do efluente na Lagoa 1, considerando as horas de análise.....	53
TABELA 7 - Separação de médias (DUNCAN, $P < 0,05$) da temperatura na superfície da Lagoa 1 às 05:00, 14:00 e 18:00 horas.....	55
TABELA 8 - Separação de médias (DUNCAN, $P < 0,05$) da temperatura no fundo da Lagoa 1 às 05:00, 14:00 e 18:00 horas.....	55
TABELA 9 - Separação de médias (DUNCAN, $P < 0,05$) da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) no fundo da Lagoa 1 às 05:00, 14:00 e 18:00 horas.....	58
TABELA 10 - Variáveis analisadas durante o tratamento do efluente na Lagoa 1.	58
TABELA 11 - Concentração das variáveis analisadas ao longo do tratamento do efluente na Lagoa 1. Em destaque apresenta-se a taxa de incremento ou da eficiência de remoção registrada ao final do período.....	60
TABELA 12 - pH, temperatura e oxigênio dissolvido (mg/l e % de saturação) durante o tratamento do efluente na Lagoa 2, considerando as horas de análise.....	66
TABELA 13 - Separação de médias (DUNCAN, $P < 0,05$) da temperatura na superfície da Lagoa 2 às 05:00, 14:00 e 18:00 horas.....	69
TABELA 14 - Variáveis analisadas durante o tratamento do efluente na Lagoa 2.....	72
TABELA 15 - Concentração das variáveis analisadas ao longo do tratamento do efluente na Lagoa 2. Em destaque apresenta-se a taxa de incremento ou da eficiência de remoção registrada ao final do período.....	72
TABELA 16 - pH, temperatura e oxigênio dissolvido (mg/l e % de saturação) durante o tratamento do efluente na Lagoa 3, considerando as horas de análise.....	78
TABELA 17 - Separação de médias (DUNCAN, $P < 0,05$) da temperatura na superfície da Lagoa 3 às 05:00, 14:00 e 18:00 horas.....	81
TABELA 18 - Separação de médias (DUNCAN, $P < 0,05$) da temperatura no fundo da Lagoa 3 às 05:00, 14:00 e 18:00 horas.....	81
TABELA 19 - Separação de médias (DUNCAN, $P < 0,05$) da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) na superfície da Lagoa 3 às 05:00, 14:00 e 18:00 horas.....	81
TABELA 20 - Separação de médias (DUNCAN, $P < 0,05$) da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) no fundo da Lagoa 3 às 05:00, 14:00 e 18:00 horas.....	81

TABELA 21 – Variáveis analisadas durante o tratamento do efluente na Lagoa 3.....	83
TABELA 22 – Concentração das variáveis analisadas ao longo do tratamento do efluente na Lagoa 3. Em destaque apresenta-se a taxa de incremento ou da eficiência de remoção registrada ao final do período.....	83
TABELA 23 – Concentração média e limites de confiança (95%) de clorofila <i>a</i> e feopigmentos no efluente de quatro tipos diferentes de cultivo de aquicultura.....	100

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Desenho experimental da etapa de Caracterização do Efluente, com destaque para o período de coleta do efluente (16 dias do tanque de <i>F. paulensis</i> e 15 dias do tanque de <i>L. vannamei</i>).....	24
FIGURA 2 - Desenho experimental da etapa de Tratamento do Efluente, com destaque para os dias de coleta do efluente do início, meio e fim do período de renovação de água, o qual foi tratado nas Lagoas 1, 2 e 3, respectivamente.....	25
FIGURA 3 - Tanques utilizados como lagoas de tratamento. Em detalhe a Lagoa 2 com efluente (a), com destaque para a iluminação através do teto transparente e das aberturas nas paredes (b).....	26
FIGURA 4 - Coleta de amostras do efluente (a) e da água do mar (b).....	30
FIGURA 5 - Distribuição de oxigênio dissolvido (OD) e pH para a água e os efluentes de <i>F. paulensis</i> e <i>L. vannamei</i>	34
FIGURA 6 - Concentração de Ortofosfato Dissolvido (mg/l) nos efluentes gerados durante o ciclo de larvicultura e na água (a). Análise de regressão para Ortofosfato Dissolvido nos efluentes de <i>F. paulensis</i> (b) e <i>L. vannamei</i> (c).....	38
FIGURA 7 - Concentração de Carbono Orgânico Dissolvido (COD), em mg/l, nos efluentes gerados durante o ciclo de larvicultura e na água (a). Análise de regressão para COD nos efluentes de <i>F. paulensis</i> (b) e <i>L. vannamei</i> (c).....	40
FIGURA 8 - Concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em mg/l nos efluentes gerados durante o ciclo de larvicultura e na água (a). Análise de regressão para DBO nos efluentes de <i>F. paulensis</i> (b) e <i>L. vannamei</i> (c).....	41
FIGURA 9 - Concentração de Sólidos Suspensos (SS) em mg/l nos efluentes gerados durante o ciclo de larvicultura e na água (a). Análise de regressão para SS nos efluentes de <i>F. paulensis</i> (b) e <i>L. vannamei</i> (c).....	43
FIGURA 10 - Concentração de Clorofila <i>a</i> e Feopigmentos (µg/l) nos efluentes gerados durante o ciclo de larvicultura e na água (a). Análise de regressão para Clorofila <i>a</i> nos efluentes de <i>F. paulensis</i> (b) e <i>L. vannamei</i> (c) e para Feopigmentos no efluente de <i>F. paulensis</i> (d).....	44
FIGURA 11 - Residual de <i>Chaetoceros calcitrans</i> e <i>Tetraselmis tetraathele</i> (célula/ml) nos efluentes gerados durante o ciclo de larvicultura (a). Análise de regressão para <i>C. calcitrans</i> nos efluentes de <i>F. paulensis</i> (b) e <i>L. vannamei</i> (c) e para <i>T. tetraathele</i> no efluente de <i>L. vannamei</i> (d).....	46
FIGURA 12 - Residual de náuplios de <i>Artemia</i> sp (náuplios/ml) nos efluentes gerados durante o ciclo de larvicultura (a). Análise de regressão para <i>Artemia</i> sp nos efluentes de <i>F. paulensis</i> (b) e <i>L. vannamei</i> (c).....	48
FIGURA 13 - Análise de Componentes Principais para o efluente de <i>F. paulensis</i>	49
FIGURA 14 - Análise de Componentes Principais para o efluente de <i>L. vannamei</i>	50
FIGURA 15 - Algas predominantes (a, b e c) e sua evolução nas Lagoas 1, 2 e 3 (d a l), com destaque para a produção de borbulhas de oxigênio, observada no fundo das	

três lagoas (m).....	52
FIGURA 16 - pH na superfície (a) e no fundo (b) da Lagoa 1, comparando as três horas analisadas. Em c, d e e vê-se o pH às 05:00h, 14:00h e 18:00h, respectivamente, comparando superfície e fundo da Lagoa 1.....	54
FIGURA 17 - Temperatura (°C) na superfície (a) e no fundo (b) da Lagoa 1, comparando as três horas analisadas. Em c, d e e vê-se a Temperatura (°C) às 05:00h, 14:00h e 18:00h, respectivamente, comparando superfície e fundo da Lagoa 1.....	56
FIGURA 18 - Concentração de Oxigênio Dissolvido (OD), em mg/l, na superfície (a) e no fundo (b) da Lagoa 1, comparando as três horas analisadas. Em c, d e e vê-se a concentração de OD às 05:00h, 14:00h e 18:00h, respectivamente, comparando superfície e fundo da Lagoa 1.....	57
FIGURA 19 - Concentração (mg/l) de cloreto e sulfato (a), magnésio (b), sódio (c), potássio e cálcio (d) na Lagoa 1.....	59
FIGURA 20 - Concentração (mg/l) de Ortofosfato Dissolvido ($P-PO_4^{3-}$), Carbono Orgânico Dissolvido (COD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Sólidos Suspensos na Lagoa 1 (a, c, e e f, respectivamente). Em b e d vê-se as respectivas análises de regressão ($P<0,05$) para $P-PO_4^{3-}$ e COD, com o valor de R^2 ajustado.....	61
FIGURA 21 - Concentração de Clorofila a e Feopigmentos, em $\mu g/l$, na Lagoa1 (a). Análise de regressão para Feopigmentos (b), com o valor de R^2 ajustado.....	64
FIGURA 22 - Análise de Componentes Principais para a Lagoa 1.....	65
FIGURA 23 - pH na superfície (a) e no fundo (b) da Lagoa 2, comparando as três horas analisadas. Em c, d e e vê-se o pH às 05:00h, 14:00h e 18:00h, respectivamente, comparando superfície e fundo da Lagoa 2.....	67
FIGURA 24 - Temperatura (°C) na superfície (a) e no fundo (b) da Lagoa 2, comparando as três horas analisadas. Em c, d e e vê-se a Temperatura (°C) às 05:00h, 14:00h e 18:00h, respectivamente, comparando superfície e fundo da Lagoa 2.....	68
FIGURA 25 - Concentração de Oxigênio Dissolvido (OD), em mg/l, na superfície (a) e no fundo (b) da Lagoa 2, comparando as três horas analisadas. Em c, d e e vê-se a concentração de OD às 05:00h, 14:00h e 18:00h, respectivamente, comparando superfície e fundo da Lagoa 2.....	70
FIGURA 26 - Concentração (mg/l) de cloreto e sulfato (a), magnésio (b), sódio (c), potássio e cálcio (d) na Lagoa 2.....	71
FIGURA 27- Concentração (mg/l) de Ortofosfato Dissolvido ($P-PO_4^{3-}$), Carbono Orgânico Dissolvido (COD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Sólidos Suspensos na Lagoa 2 (a, c, e e f, respectivamente). Em b e d vê-se as respectivas análises de regressão ($P<0,05$) para $P-PO_4^{3-}$ e COD, com o valor de R^2 ajustado.....	74
FIGURA 28 - Concentração de Clorofila a e Feopigmentos, em $\mu g/l$, na Lagoa 2 (a). Análise de regressão para Feopigmentos (b), com os valores de R^2 ajustados.....	76
FIGURA 29- Análise da Componentes Principais para a Lagoa 2.....	77
FIGURA 30 - pH na superfície (a) e no fundo (b) da Lagoa 3, comparando as três horas analisadas. Em c, d e e vê-se o pH às 05:00h, 14:00h e 18:00h, respectivamente, comparando superfície e fundo da Lagoa 3.....	79

Figura 31 - Temperatura (°C) na superfície (a) e no fundo (b) da Lagoa 3, comparando as três horas analisadas. Em c, d e e vê-se a Temperatura (°C) às 05:00h, 14:00h e 18:00h, respectivamente, comparando superfície e fundo da Lagoa 3.....	80
Figura 32 - Concentração de Oxigênio Dissolvido (OD), em mg/l, na superfície (a) e no fundo (b) da Lagoa 3, comparando as três horas analisadas. Em c, d e e vê-se a concentração de OD às 05:00h, 14:00h e 18:00h, respectivamente, comparando superfície e fundo da Lagoa 3.....	82
FIGURA 33 - Concentração (mg/l) de cloreto e sulfato (a), magnésio (b), sódio (c), potássio e cálcio (d) na Lagoa 3.....	84
FIGURA 34 - Concentração (mg/l) de Ortofosfato Dissolvido ($P-PO_4^{3-}$), Carbono Orgânico Dissolvido (COD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Sólidos Suspensos na Lagoa 3 (a, c, e e f, respectivamente). Em b e d vê-se as respectivas análises de regressão ($P < 0,05$) para $P-PO_4^{3-}$ e COD, com o valor de R^2 ajustado.....	86
FIGURA 35 - Concentração de Clorofila a e Feopigmentos, em µg/l, na Lagoa 3 (a).....	87
FIGURA 36 - Análise de componentes principais para a Lagoa 3.....	89

RESUMO

Os efluentes provenientes de todas as etapas de cultivo da carcinicultura marinha podem provocar relevantes impactos ambientais. Neste sentido foram desenvolvidos estudos sobre os efluentes produzidos durante a larvicultura de camarões marinhos, sendo o presente trabalho desenvolvido em duas etapas. Na primeira, foram caracterizados os efluentes gerados durante a larvicultura de *Farfantepenaeus paulensis* e *Litopenaeus vannamei*. Em uma segunda etapa, o efluente de um tanque de larvicultura de *L. vannamei* foi submetido a tratamento, por batelada, em três lagoas rasas (40 centímetros de profundidade), durante um período de 28 dias, sendo o efluente coletado no início (Lagoa 1), no meio (Lagoa 2) e no fim (Lagoa 3) do ciclo. Os resultados obtidos na etapa de caracterização revelaram que, quanto à temperatura, salinidade, pH e oxigênio dissolvido os efluentes analisados encontraram-se dentro dos limites permitidos pela legislação para o lançamento. A análise dos compostos nitrogenados, através de cromatografia iônica líquida, ficou comprometida pela interferência das elevadas concentrações de íons dissolvidos presentes na água do mar, sendo possível apenas inferir que o nitrato manteve-se sempre abaixo de 4,4 mg/l. Nos dois efluentes, a carga orgânica foi avaliada através da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e do carbono orgânico dissolvido (COD), alcançando estas variáveis um máximo de 27,7 mg/l e 6,54 mg/l, respectivamente, com um máximo de sólidos suspensos (SS) igual a 288,67 mg/l. Os resíduos de fitoplâncton e de náuplios de *Artemia* sp estiveram associados às concentrações de DBO, COD e SS, enquanto a clorofila *a* esteve associada à presença do fitoplâncton no meio. Considerando que, cerca de 50% das amostras dos dois efluentes apresentaram DBO acima do máximo preestabelecido na legislação (5 mg/l), estudos de autodepuração do corpo receptor fazem-se necessários. Durante a maior parte do ciclo, as concentrações de ortofosfato dissolvido nos efluentes ultrapassaram os limites estabelecidos para lançamento (1,0 mg/l), revelando a necessidade de tratamento. Na etapa de tratamento, a evaporação propiciou incremento de salinidade e das concentrações de cloreto, sódio, sulfato, magnésio, cálcio e potássio. O aumento das concentrações de oxigênio dissolvido propiciou a elevação do pH, que por sua vez favoreceu a remoção de ortofosfato dissolvido, através da precipitação de fosfatos insolúveis, sendo esta mais intensa com pH acima de 10. À medida que o fósforo ia sendo removido, nas três lagoas, as concentrações de COD aumentaram, revelando a presença do fitoplâncton, o qual também influenciou diretamente nas concentrações de DBO, SS, clorofila *a* e feopigmentos. Ao final dos 28 dias, a eficiência de remoção do ortofosfato dissolvido nas Lagoas 1, 2 e 3 foi de 22%, 69% e 88%, respectivamente. O tratamento do efluente em lagoas rasas mostrou-se eficiente para a remoção da carga de ortofosfato dissolvido, garantindo que as concentrações finais obtidas para as Lagoas 2 e 3 mantivessem-se abaixo de 1 mg/l, que é o limite máximo permitido para o lançamento de fósforo total. No caso da Lagoa 1 não foi possível atingir concentrações menores que 1 mg/l, devido à intensa floração fitoplanctônica que comprometeu a atividade fotossintética. Considerando o caráter preliminar deste estudo, pioneiro em nível de Brasil, os resultados obtidos vêm preencher uma das grandes lacunas do conhecimento a respeito do impacto ambiental dos cultivos intensivos de larvas de camarões marinhos.

ABSTRACT

The effluent generated in all stages of marine shrimp culture can be proven to have environmental impacts. This present study looks at the effluents produced during the larviculture marine shrimp and is divided into two sections. The first was a characterization of the effluents generated during the larviculture of *Farfantepenaeus paulensis* and *Litopenaeus vannamei*. In the second stage the effluent from a tank used for larviculture of *L. vannamei* was treated in three shallow ponds (40 cm deep), for a period of 28 days, in batch. Effluent samples were collected at the beginning (pond 1) in the middle (pond 2) and at the end (pond 3) of the cycle. The results of characterizing the effluents revealed that, temperature, salinity, pH and dissolved oxygen were all within the limits permitted by legislation. Analysis of the nitrogen composition was done by liquid chromatography, however, it was complicated by interference due to the high levels of dissolved ions present in the ocean water. It is possible to infer that the levels of nitrate were always below 4.4 mg/L. In the two effluent sources the organic loading was evaluated by looking at the biochemical oxygen demand (BOD) and dissolved organic carbon (DOC), attaining these variables a maximum of 27.7 mg/L and 6.54 mg/L, respectively, with a maximum of suspended solids (SS) of 288.67mg/L. The residuals of phytoplankton and *Artemia* sp. naupli were associated with the concentration of BOD, DOC, and SS, and the chlorophyll *a* is linked to the presence of phytoplankton. Considering that about 50% of the samples from the two effluent sources presented BOD levels higher than the maximum established by legislation (5mg/L), studies on the autodepuration of the body of water receiving the effluents will be necessary. For the majority of the cycle, the concentration of dissolved orthophosphate in the effluent surpassed the established limits (1.0mg/L), revealing the need for treatment. During the treatment stage, evaporation increased the salinity and the concentrations of chloride, sodium, sulphate, magnesium, calcium, and potassium. The increase in concentration of dissolved oxygen caused an increase in pH, which could favor the removal of dissolved orthophosphate, through the precipitation of insoluble phosphate, being more intense with pH higher than 10. When the phosphorous was removed, in the three ponds, the concentrations of DOC increased, revealing the presence of phytoplankton, which also directly influenced the concentrations of BOD, SS, chlorophyll *a* and phaeo-pigments. After 28 days the efficiency of removal of dissolved orthophosphate in ponds 1, 2 and 3 were 22%, 69% and 88% respectively. The treatment of effluent in shallow ponds shows the efficient removal of dissolved orthophosphate to guarantee that the final concentrations in ponds 2 and 3 stay under 1 mg/l, which is the maximum permitted levels of total phosphorous to throw off. In pond 1 it was not possible to attain efficient removal of dissolved orthophosphate due to an intense bloom of phytoplankton, compromising photosynthetic activity. Considering the preliminary nature of this study, the first of its type in Brazil, the obtained results have come to fill of the big gaps of the knowledge about the environmental impact of the intensive culture of marine shrimp larva.

1 INTRODUÇÃO

Na segunda metade do século XX a aquicultura cresceu rapidamente em função do aumento da demanda de pescado, paralelo a queda da pesca global que mantinha a demanda (BOYD & MASSAUT, 1997). Com a expansão da aquicultura, têm surgido investimentos em tecnologias de cultivo para diferentes espécies, destacando-se o cultivo de camarões marinhos (carcinicultura marinha), sendo *Penaeus monodon*, *Litopenaeus vannamei* e *Fenneropenaeus chinensis* as três espécies de camarões mais cultivadas no mundo, em ordem decrescente (FAO, 1998).

A produção de pós-larvas de camarões peneídeos é hoje praticada em diversos países, principalmente, na Ásia e na América Latina, onde a carcinicultura marinha é uma indústria consagrada. O número de laboratórios de produção de náuplios e/ou pós-larvas de peneídeos tem aumentado constantemente ao longo dos anos, havendo mais de 5000 em operação no mundo (ROSEMBERRY apud LAVENS & SORGELOOS, 1998). No Equador, a grande produção de *L. vannamei* faz do país o maior produtor de camarão cultivado das Américas e o segundo maior do mundo, sendo que um grande número de produtores preferem trabalhar com pós-larvas (PLs) capturadas no ambiente natural e somente utilizam PLs cultivadas em cativeiro quando não há disponibilidade de PLs silvestres (LUCIEN-BRUN, 1997). Por outro lado, a indústria equatoriana de fazendas de camarão tem feito um grande esforço para ser menos dependente das larvas silvestres, havendo aproximadamente 300 larviculturas comerciais, algumas destas atuando com alto padrão tecnológico (BARNHIZER, 1997).

No Brasil, o cultivo de camarão vai do norte do Pará ao Sul de Santa Catarina, estando a maioria das fazendas localizadas no Nordeste - principalmente nos Estados da Bahia e do Rio Grande do Norte - com uma participação muito pequena (3%) de outras regiões brasileiras (WAINBERG & CAMARA, 1998a). A carcinicultura marinha brasileira, que no momento vem trabalhando preferencialmente com a espécie exótica *L. vananmei*, iniciou na década de 70 com o cultivo da espécie nativa *Farfantepenaeus brasiliensis* e, posteriormente, com o exótico *Marsupenaeus japonicus*, tendo empenhado-se também no cultivo de outras espécies nativas, como *Litopenaeus schmitti*, *Farfantepenaeus subtilis* e *Farfantepenaeus paulensis* (MAIA, 1993; ROCHA & MAIA, 1998; WAINBERG & CAMARA, 1998a).

A história da carcinicultura marinha brasileira foi marcada por uma grande queda na produção, na década de 80, quando muitas fazendas deixaram de produzir, apontando-se, dentre outras, a falta de uma fonte confiável de pós-larva como uma das principais razões para a falência. Porém, em 1993, com a maioria das fazendas produtoras de camarão dedicando-se

ao cultivo de *L. vannamei*, ocorreu um aumento consistente tanto no suprimento de pós-larva quanto de alimentos para camarão, fornecidos pela incipiente indústria da aquicultura brasileira. Dos 200 milhões de pós-larvas/ano produzidas em 1992, passou-se a produzir 1,14 bilhões de pós-larvas/ano em 1996 (85% de *L. vannamei*), atingindo 3 bilhões de pós-larvas/ano em 1999. Assim sendo, investimentos vêm sendo realizados nos mais variados setores da indústria camaroneira nacional, inclusive a nível de produtores de pós-larvas, observando-se que o processo de desenvolvimento dos laboratórios é crescente e competitivo, contando o mercado brasileiro atual com 13 laboratórios de produção de pós-larvas de camarão marinho, com capacidade produtiva instalada de aproximadamente 500 milhões de pós-larvas/mês, prevendo-se a ampliação de alguns destes e o surgimento de mais 05 laboratórios que estarão operando já no ano 2000 (ROCHA & MAIA, 1998; WAINBERG & CAMARA, 1998a; GUERRELHAS, 1999). Neste cenário, o Laboratório de Camarões Marinhos, da Universidade Federal de Santa Catarina, é a única unidade de produção localizada fora da Região Nordeste, com capacidade produtiva de 10 milhões de pós-larvas/mês, sendo que estará ampliando suas instalações já para o segundo semestre de 2000, havendo também o interesse da iniciativa privada de investir no setor de produção de pós-larva no Sul do Brasil.

Atualmente, a carcinicultura marinha no Sul do Brasil está experimentando um período de expansão, com o surgimento de diversas fazendas de camarões no Sul de Santa Catarina. Neste contexto, o Laboratório de Camarões Marinhos (LCM) da UFSC, que até 1997 somente havia trabalhado com a produção de pós-larvas das espécies nativas *F. paulensis* e *L. schmitti* para fins de cultivo (em cercos, gaiolas e viveiros) e repovoamento de ambientes naturais (BELTRAME et al., 1996; SEIFFERT, DERNER & ANDREATTA, 1998), é hoje a mola propulsora do desenvolvimento dos cultivos no Estado, investindo fortemente na produção de pós-larvas de *L. vannamei*.

Por outro lado, vislumbrando a aquicultura a partir de um ponto de vista menos produtivo, porém visando a própria viabilidade do sistema de produção, tanto a nível nacional quanto mundial, a expansão da aquicultura trouxe um grande desafio: garantir a sustentabilidade da atividade. Segundo MACINTOSH & PHILLIPS (1992a), os problemas ambientais hoje enfrentados pela indústria do cultivo de camarões são a maior limitação para o seu crescimento futuro. Neste sentido, há muitos trabalhos a fim de despertar consciência da problemática (BAILEY, 1988; GOWEN & ROSENTHAL, 1993; PRIMAVERA, 1994; LARSSON, FOLKE & KAUTSKY, 1995; BOYD & MASSAUT, 1997; CLAY, 1997; MUEDAS & VINATEA, 1998; QUESADA et. al., 1998; VINATEA & MUEDAS, 1998), avaliar os impactos causados pelo setor produtivo (MACINTOSH & PHILLIPS, 1992a e b; ZIEMANN et al., 1992; LANDESMAN, 1994; PÉREZ, 1994; SHIREMAN & CICHRA, 1994; BOYD & MASSAUT, 1999), bem como apresentar, propor e/ou testar metodologias e tecnologias que apresentem soluções mitigadoras aos impactos provocados, visando assim garantir a sustentabilidade da atividade (MILLER & LIBEY,

1985; BERGHEIM et al., 1993; ARBIV & RIJN, 1995; VANNUCCI, 1996; NASCIMENTO et al., 1998; VINATEA, 1998; VINATEA, 2000).

Considerando os impactos ambientais causados pela aquicultura, destacam-se como principais os conflitos com os usos dos corpos d'água; a sedimentação e obstrução dos fluxos da água; a hipernutrição e a eutrofização; a descarga dos efluentes de viveiros de cultivo e a poluição por resíduos químicos empregados nas diferentes fases do cultivo (PILLAY, 1992). Dentre estes, especial atenção tem sido dispensada por parte dos pesquisadores em relação aos efluentes gerados durante os cultivos, sendo que no caso do cultivo de camarões peneídeos os estudos estão concentrados na etapa de engorda realizados em viveiros de terra (HOPKINS et al., 1993; HOPKINS, SANDIFER & BROWDY, 1994; TEICHERT-CODDINGTON et al., 1999), lembrando VINATEA (1998) e WAINBERG & CAMARA (1998b) que no Brasil não existem pesquisas publicadas sobre a qualidade dos efluentes das fazendas de engorda. Por assim ser, destaca-se aqui o trabalho realizado em escala experimental por QUESADA (1998), quando comparou diferentes densidades de cultivo para *L. schmitti* na etapa de engorda. Na oportunidade, este autor teve a preocupação de quantificar alguns dos principais parâmetros de qualidade do efluente gerado durante o período experimental, sendo que em trabalho paralelo, QUESADA & BELETINI (1998) testaram a toxicidade de tal efluente. Já MACHADO (1998) realizou uma breve caracterização dos efluentes de tanques de cultivo intensivo de pós-larvas de *L. vannamei* na fase de pré-berçário.

Quanto aos efluentes gerados especificamente na etapa de larvicultura, apesar do grande número de laboratórios de produção de pós-larvas existente no mundo, há uma crença generalizada de que tais efluentes não geram maiores impactos, uma vez que sua aparência é bastante agradável quando comparados a outros efluentes líquidos. Deste modo, não encontra-se nas principais fontes da literatura especializada em aquicultura maiores preocupações com o efluente gerado durante esta etapa de cultivo dos camarões peneídeos, destacando-se aqui a proposta de tratamento e recirculação do efluente de larvicultura de *P. monodon*, apresentada por MILLAMENA, CASALMIR & SUBOSA (1991). Assim sendo, pioneiro nos moldes em que foi desenvolvido, o presente trabalho vem preencher um importante espaço do setor produtivo, uma vez que visa caracterizar o efluente gerado pelo setor de larvicultura do Laboratório de Camarões Marinhos e avaliar o tratamento deste efluente em lagoa rasa, vislumbrando assim uma forma de minimizar os possíveis impactos que possam ser gerados por este setor no corpo d'água que recebe os seus efluentes - a Lagoa da Conceição, bem como de evitar que problemas de contaminação possam ser levados a outros setores de produção do próprio LCM. Por outro lado, este estudo dará subsídios para que outras unidades de larviculturas, existentes ou que serão implantadas, possam optar por uma tecnologia que garanta a sustentabilidade econômica, assim como do próprio cultivo e do meio ambiente.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

- Contribuir para o desenvolvimento de uma tecnologia de tratamento dos efluentes gerados pelas larviculturas de camarões peneídeos visando a sustentabilidade da atividade.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar o efluente produzido durante o ciclo de larvicultura de camarões peneídeos.
- Avaliar, em batelada, o tratamento em lagoa rasa do efluente da larvicultura de camarões peneídeos, verificando sua eficiência na remoção da carga poluente.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 O PROCESSO DE LARVICULTURA DE CAMARÕES PENEÍDEOS DESENVOLVIDO NO LABORATÓRIO DE CAMARÕES MARINHOS (LCM)¹

Levando em consideração as condições ambientais características do sul do Brasil, o Laboratório de Camarões Marinhos (LCM) da UFSC tem aperfeiçoado a tecnologia de produção de pós-larvas do camarão rosa *Farfantepenaeus paulensis* e dos camarões brancos *Litopenaeus schmitti* e *Litopenaeus vannamei*, sendo apresentado na sequência uma descrição deste processo, a fim de possibilitar uma melhor compreensão das características do efluente gerado.

3.1.1 Estágios Larvais

De acordo com ALFONSO (1993), em um laboratório de produção de pós-larvas de camarões é fundamental reconhecer corretamente cada estágio larval e seus sub-estágios, uma vez que a alimentação e o manejo variam ao longo do processo de larvicultura em função do estágio larval de desenvolvimento dos animais. Cada processo de muda que a larva experimenta implica em mudanças morfológicas (e fisiológicas) que vão sendo mais complexas à medida que o animal se desenvolve.

As larvas de peneídeos compreendem 3 estágios larvais (náuplios, protozoa e misis), com 5 a 6 sub-estágios de náuplios ($N_1, N_2 \dots N_6$), 3 sub-estágios de protozoa (Z_1, Z_2, Z_3), 3 sub-estágios de Misis (M_1, M_2, M_3), passando então para a etapa de pós-larva. Em larviculturas comerciais convencionou-se considerar como pós-larva 1 (PL_1) aquela que surge após a metamorfose do último sub-estágio de Misis (M_3), considerando-se já no dia seguinte como pós-larva 2 (PL_2), sempre avançando um estágio de PL a cada dia (IWAI, 1978; ALFONSO & COELHO, 1997a). Normalmente, um ciclo de larvicultura dura cerca de 20 a 22 dias, desde o povoamento do tanque com os náuplios até a despesca das pós-larvas (PL_{10}), sendo que no LCM quando os náuplios chegam a larvicultura, em geral, encontram-se no estágio de náuplios

¹ Neste item, as informações apresentadas sem citação bibliográfica baseiam-se em dados não publicados, obtidos no arquivo de dados (fichário dos tanques) do setor de larvicultura do LCM ou ainda em observações realizadas *in loco*, considerando-se o manejo empregado durante o período de realização do presente trabalho, quando foram cultivadas larvas de *Farfantepenaeus paulensis* e *Litopenaeus vannamei*. Por outro lado, a maioria da literatura citada refere-se a trabalhos realizados por pesquisadores do próprio LCM.

3 a 5, oriundos do setor de maturação do próprio LCM (náuplios de *F. paulensis*) ou de laboratórios de produção de náuplios localizados no Nordeste brasileiro (náuplios de *L. vannamei*).

3.1.2 Infra-estrutura e Metodologia de Cultivo no LCM

O setor de larvicultura contém 8 tanques com capacidade para 50 mil litros, porém com um volume útil de até 25 mil litros, trabalhando normalmente com 15 mil litros, como foi registrado no período experimental, mantendo-se aeração constante por meio de sopradores ("blowers"). Sempre que necessário, aquecedores de titânio são utilizados para manter a temperatura dos tanques, contando-se também com um sistema de trocador de calor, a fim de pré-aquecer a água antes de chegar na larvicultura.

Durante o período de realização do presente trabalho, a metodologia de cultivo empregada foi bastante similar para as duas espécies, variando basicamente a temperatura de cultivo (cerca de 26°C para *F. paulensis* e 28°C para *L. vannamei*) e alguns detalhes de alimentação (ANEXO 1). De acordo com OLIVERA (1995), há dois métodos de cultivo desenvolvido nas larviculturas de peneídeos: o japonês (extensivo, com baixas densidades larvais) e o americano (intensivo, com altas densidades larvais), realizando-se adaptações aos dois métodos em função da espécie cultivada.

A metodologia de cultivo empregada no LCM segue os princípios do método de cultivo americano, trabalhando-se com densidades de estocagem em torno de 200 náuplios/litro, mantendo-se a larvicultura com uma densidade média de 100 larvas por litro. A taxa diária de renovação de água dos tanques é da ordem de 100 %, iniciando-se quando as larvas estão no estágio de protozoa 2 (BELTRAME et al., 1996). Se a qualidade da água no tanque é boa para as larvas, pode-se iniciar a renovação apenas no estágio de protozoa 3, podendo-se também aumentar a taxa de renovação caso a qualidade da água de cultivo encontre-se muito ruim.

A cada ciclo de larvicultura que é realizado, pequenas alterações no manejo podem ser necessárias, principalmente, em função de variações na qualidade da água e/ou problemas de doenças. Na rotina diária, são pontos fundamentais para o sucesso da larvicultura o controle dos parâmetros físico-químicos, do consumo alimentar, da qualidade das larvas (estado de saúde), da sobrevivência, bem como o registro destes dados (OLIVERA, 1995).

3.1.3 Água e Parâmetros de Qualidade

A água que abastece os cultivos é bombeada diretamente da Praia de Moçambique, distante aproximadamente 3 quilômetros do laboratório, sendo captada através de ponteiros revestidas com malha filtrante (bidim). Já no LCM, antes de chegar na larvicultura, a água passa através de um filtro de areia (Jacuzzi) e, posteriormente, por um sistema de filtros Kuno com porosidade de 1 micrômetro.

Considerando que, normalmente, os tanques são mantidos em 15.000 litros de água, com taxa de renovação diária de 100% durante os últimos 15 dias do ciclo produtivo, o volume total de água utilizado seria aproximadamente 240.000 litros/ciclo de larvicultura/tanque, para uma produção média de 1 a 1,5 milhão de pós-larva por tanque. Assim sendo, multiplicando este dado por 8 tanques, pode-se concluir que o volume de água do mar utilizado é aproximadamente 120.000 litros diários ou 2 milhões de litros a cada ciclo de larvicultura, considerando a capacidade máxima de produção do LCM.

Na larvicultura, a qualidade da água é o primeiro aspecto a ser considerado. É importante obter água com características oceânicas (onde naturalmente ocorrem as fases larvais), garantindo uma constância de temperatura, salinidade, oxigênio e pH ao longo do ciclo (ALFONSO e COELHO, 1997b). Quanto à qualidade da água para larviculturas de peneídeos, OLIVERA (1995) aponta temperatura de 28°C para *L. schmitti* e 26°C para *F. paulensis*, salinidade sempre próxima a da água do mar (33‰), oxigênio próximo a saturação e pH entre 6,5 a 8,0. Este autor lembra ainda que a aeração é indispensável para a larvicultura, permitindo uma distribuição uniforme dos animais, do alimento, dos terapêuticos e do oxigênio. Já VINATEA (1993) registrou que, para larviculturas de *F. paulensis* desenvolvidas no LCM, o oxigênio variou de 5,8 a 6,4 e o pH manteve-se em 8,5; registrando ainda concentrações de nitrito (NO₂-N) de 0,07-0,09 mg/l e de amônia não ionizada (NH₃-N) de 0,015-0,030 mg/l.

Existe no mercado produtos a base de microorganismos vivos que atuam como degradadores de matéria orgânica em tanques de aquicultura. Tais produtos contribuem para melhorar a qualidade da água dos cultivos, diminuir a taxa de renovação de água, controlar a amônia e o nitrito, bem como degradar o excesso de matéria orgânica presente no sistema (restos de ração, algas mortas, etc). Resultados preliminares de estudos realizados no LCM demonstram uma alta eficiência destes produtos em larvicultura de *L. schmitti*, possibilitando a redução da taxa diária de renovação de água de 100 para 30% (ALFONSO et al., 1996). No entanto, estudos mais detalhados fazem-se necessários a fim de avaliar os impactos que estas bactérias alótóctones, que degradam a matéria orgânica, podem causar nos corpos d'água receptores do efluente da larvicultura, após a utilização de tais produtos.

Quanto à água doce utilizada na descapsulação dos cistos de *Artemia* e na limpeza em geral, parte é proveniente da rede pública de abastecimento e parte da água da chuva que é coletada em uma cisterna, não havendo qualquer tratamento no LCM.

3.1.4 Alimento natural e artificial

Os alimentos fornecidos às larvas ocupam um lugar primordial, assim como a ecologia geral dos tanques de cultivo, uma vez que a qualidade da alimentação, no que se refere ao manejo, está diretamente ligada a frequência alimentar e ao tipo de alimento utilizado. Afim de manter a qualidade da água do cultivo, fator que influencia diretamente sobre a qualidade da larva, recomenda-se fornecer o alimento em pequenas doses com maior frequência (ALFONSO & COELHO, 1997b). Em geral, na larvicultura são utilizados alimentos vivos (Fitoplâncton e *Artemia*) e inertes, apresentados nas tabelas de alimentação para *F. paulensis* e *L. vannamei*, em ANEXO 1. Segundo ALFONSO (1993), são numerosas as espécies de fitoplâncton testadas na alimentação das larvas dos peneídeos, porém atualmente os gêneros *Chaetoceros* e *Tetraselmis* são os mais utilizados. Como pode-se observar no ANEXO 1, inicialmente, as larvas (Protozoetas) são alimentadas somente com *Chaetoceros*. A partir de Misis as concentrações de *Chaetoceros* diminuem e começa-se a fornecer também *Tetraselmis*, nesta etapa também começa o fornecimento de náuplios de *Artemia* (congelados e depois vivos). Simultaneamente, ao fornecimento do alimento vivo utilizam-se rações como complemento alimentar.

Em relação as rações fornecidas na larvicultura, há uma grande diversidade de marcas, variando a composição nutricional em função das fases larvais. Uma opção bastante interessante são as rações microencapsuladas, as quais são envolvidas em substâncias insolúveis, tais como: gelatinas, proteínas com nylon e outras (ALFONSO e COELHO, 1997b). No ANEXO 1 observa-se também a dosagem e a frequência das rações fornecidas durante o período experimental.

3.1.5 Doenças associadas ao cultivo e drogas utilizadas na larvicultura.

Durante a larvicultura, podem ocorrer doenças que comprometem a qualidade das larvas e o seu desenvolvimento, por vezes inviabilizando o próprio cultivo. As principais fontes

de contaminação são provenientes de bactérias, fungos e protozoários, controlando-os com antibióticos, fungicida (trifluralina) e formalina, respectivamente (BELTRAME et al.; 1996). Como doses preventivas, normalmente, são utilizados no LCM 1 ppm (parte por milhão) dos antibióticos oxitetraciclina e furazolidona, logo após as três primeiras renovações de água. Já para a prevenção de fungos, recomenda-se o uso de 0,01 ppm de trifluralina desde a fase de protozoa 1 (Z₁) até o final da larvicultura, sobretudo para *L. vannamei*. Quanto ao uso de formalina, esta somente é utilizada quando há infestações muito altas de protozoários que parasitam as pós-larvas. Já como desinfetante, utiliza-se cloro para limpeza dos tanques, das salas, dos utensílios utilizados, assim como para a desinfecção do próprio efluente.

Em relação às doenças provocadas por vírus, VINATEA (1997) afirma que estas só se manifestam no camarão marinho em estágios posteriores aos da larvicultura, não se conhecendo tratamento terapêutico de combate às doenças virais. No entanto, este mesmo autor apresenta uma revisão das principais doenças provocadas por vírus em camarões, lembrando que o picornavírus TSV (vírus da síndrome de Taura) passa pelas fases larvais e pós-larvais iniciais de *L. vannamei* como se não existisse, porém quando atinge a fase de PL₃₀ sua manifestação é rápida, provocando mortalidades de mais de 70 %. Recentemente, MELO (1999) ressalta que o vírus WSSV (white spot syndrome virus), altamente contagioso e já detectado em diversos países da América Latina, pode infectar os viveiros pela água contaminada, bem como por diversas outras maneiras, inclusive através de pós-larvas contaminadas. No LCM, até o presente momento não foi notificado caso de doenças provocadas por vírus, porém em exemplares saudáveis de *L. vannamei*, nas fases de pós-larvas (em pré-berçários) e juvenis, analisados pelo método de sonda molecular Dot-Blot, já foi detectada contaminação com o vírus IHNV (VINATEA, com. pessoal, 2000).

3.2 A POLUIÇÃO E O LANÇAMENTO DE EFLUENTES

MARGALEF (1982) afirma não existir um conceito científico de poluição (do latim *polluere*), considerando que a poluição, na realidade, seria um conceito legal referente aquilo que faz com que um determinado meio, geralmente fluido, como a água ou a atmosfera, se considere impróprio para determinado uso. Neste sentido, de acordo com o Artigo 3º da Lei 6.938, de 31/08/81, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus Fins e Mecanismos de Formulação e Aplicação, "entende-se por poluição, a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente:

- a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população;

- b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas;
- c) afetem desfavoravelmente a biota;
- d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente;
- e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos”.

Em se tratando especificamente da poluição marinha, segundo o Grupo de Especialistas nos Aspectos Científicos de Poluição Marinha (GESAMP, 1990) poluição significa a introdução pelo homem, direta ou indiretamente, de substâncias ou energia dentro do ambiente marinho (incluindo estuários) resultando em efeitos deletérios como dano para os recursos vivos; risco para a saúde humana; obstáculo para atividades marinhas, incluindo pesca; deterioração da qualidade para uso da água do mar e redução de atrações.

Nas últimas décadas aumentaram as descargas de nutrientes para a zona costeira no mundo inteiro, sendo diversas as fontes de nutrientes que variam de área para área, observando-se que em muitos locais, os aumentos nas concentrações de nitrato e fosfato, e do carbono orgânico, junto com acúmulos orgânicos nos sedimentos, têm trazido mais ou menos mudanças na estrutura planctônica e comunidades bênticas, freqüentemente, com substanciais conseqüências ecológicas e econômicas (GESAMP, 1990).

Quanto aos impactos em ecossistemas estuarinos, estes podem ser classificados em quatro categorias: (1) enriquecimento - resultante da adição de substâncias naturais ou calor excessivo no ambiente, conduzindo o ecossistema à alterações metabólicas e/ou estruturais, denominando-se eutrofização ao enriquecimento provocado pelo excesso de nutrientes; (2) alterações físicas - são as alterações na estrutura física e na dinâmica de um estuário, podendo ser simples alterações hidrológicas que não implicam em destruição completa do ambiente ou ainda alterações que modificam as características do ecossistemas, como aterros e barragens; (3) introdução de substâncias tóxicas - as quais podem atingir os organismos de forma crônica ou aguda, podendo as toxinas ser metais pesados ou compostos orgânicos, como pesticidas ou produtos de atividades industriais; (4) introdução de espécies exóticas - conduzindo a alterações na estrutura biológica do ecossistema (DAY JÚNIOR et al., citados por PELLENS 1997).

Em relação a fonte de poluentes, esta pode atingir um corpo d'água como poluição pontual ou como poluição difusa. No primeiro caso, os poluentes atingem o corpo d'água de forma concentrada no espaço, por exemplo o lançamento de esgotos de uma comunidade através de um emissário. Já no segundo caso, os poluentes chegam ao corpo d'água distribuídos ao longo de parte de sua extensão, a exemplo do que acontece com a poluição

transportada pela drenagem natural que chega ao corpo d'água de forma distribuída e não concentrada em um único ponto (VON SPERLING, 1996a).

3.3 IMPACTOS GERADOS PELOS EFLUENTES DA AQUICULTURA

De acordo com BERGHEIM & ÅSGÅRD (1996), os resíduos (efluentes) da aquicultura incluem todos os materiais usados no processo que não são removidos do sistema durante a colheita (despesca). A quantidade total de resíduos produzidos que sai do sistema para o ambiente está diretamente correlacionada com o sistema de cultivo usado, observando-se que sérios problemas de poluição estão associados com sistemas intensivos, tipicamente sistemas de monocultivo dependentes da entrada (*input*) de alimento.

Segundo BEVERIDGE, PHILLIPS & CLARKE (1991) há três fontes principais de efluentes de aquicultura, a saber: alimento não consumido, excretas, e químicos e terapêuticos; podendo-se ainda incluir mortalidades e fugas. Sendo que BERGHEIM & ÅSGÅRD (1996) incluem também o escape de organismos patogênicos.

A aquicultura pode ser considerada como uma fonte de poluição pontual, conforme observado em regiões costeiras onde realiza-se cultivos de mexilhões, com considerável acúmulo de fezes e pseudofezes, e mais ainda de salmão em gaiolas, sobretudo pelo acúmulo de matéria orgânica no fundo das áreas de cultivo e pela elevada concentração local de nutrientes e antibióticos dissolvidos (FOLK & KAUTSKY, 1989). Um outro bom exemplo de poluição pontual pela aquicultura é o lançamento de efluentes da carcinicultura marinha, que polui os corpos d'água receptores com nutrientes, matéria orgânica e sólidos suspensos (BOYD & MASSAUT, 1997), tendo MACINTOSH & PHILLIPS (1992b) agrupado os principais poluentes gerados pelo cultivo intensivo e semi-intensivo de camarões como: (a) alimentos não consumidos, fezes e excrementos dissolvidos; (b) drogas terapêuticas e químicos; e (c) antibióticos.

É indiscutível a relevância dos impactos provocados pelos poluentes de aquicultura, uma vez que, de acordo com VON SPERLING (1996a), a introdução de matéria orgânica em um corpo d'água resulta, indiretamente, no consumo de oxigênio dissolvido, como consequência dos processos de estabilização da matéria orgânica realizados pelas bactérias decompositoras, as quais utilizam o oxigênio disponível no meio líquido para a sua respiração, resultando em diversas implicações do ponto de vista ambiental e constituindo-se em um dos principais problemas de poluição em nosso meio.

WESTON (1991), analisou as implicações biológicas da produção de resíduos gerados pela aquicultura sobre a flora e a fauna nativa, principalmente daqueles resíduos oriundos do cultivo marinho de salmão em tanque-rede. Na oportunidade, o autor concluiu que a aquicultura, como outras indústrias, gera resíduos que podem ter um efeito significativo no ambiente biológico, químico e físico circunvizinho, provocando mudanças que afetam as comunidades nativas, incluindo enriquecimento orgânico dos sedimentos, eutrofização, estímulo de resistência aos antibióticos e introdução de organismos patogênicos.

Segundo MACINTOSH & PHILLIPS (1992b), quando comparado a efluentes domésticos e industriais, o efluente de fazendas de camarão mostra-se potencialmente menos poluente, no entanto problemas de poluição da água podem aumentar em função dos grandes volumes descarregados, particularmente quando as fazendas tornam-se muito concentradas em áreas onde o abastecimento de água é limitado ou possui baixa capacidade de descarga. Ressaltando ainda este mesmo autor que com a intensificação dos cultivos de camarão, os problemas criados pelos efluentes dos viveiros aumentaram inexoravelmente, surgindo maior preocupação com a descarga de água provenientes dos setores de engorda, embora uma poluição local em menor grau tenha sido relacionada a descarga indiscriminada de águas residuárias oriundas das larviculturas.

As concentrações e cargas residuais podem ser consideradas pequenas em comparação com outras fontes, elas todavia representam um *input* significativo no ambiente e ciente do aumento das prioridades ambientais, a indústria da aquicultura tem que acompanhar o passo de outras indústrias e reduzir tanto *inputs* quanto *outputs* (CRIPPS & KELLY, 1996).

3.3.1 A eutrofização e os efluentes da carcinicultura marinha

A compreensão e a avaliação do fenômeno da eutrofização dos corpos d'água é um dos aspectos mais relevantes no estudo da poluição hídrica (VON SPERLING, 1994). De acordo com ESTEVES (1998) eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, provocando o aumento de suas produtividades e fazendo com que passem da condição de oligotrófico e mesotrófico para eutrófico ou mesmo hipereutrófico.

A eutrofização excessiva se manifesta quando há grande abundância de sais minerais nutritivos ou ainda quando as respectivas proporções de nitrogênio e fósforo se distanciam bastante do cociente atômico "ideal" N/P de 15/1-16/1, tal como existe nos organismos

planctônicos, sendo que na matéria orgânica marinha a razão N:P (Razão de Redfield) em peso é de 7:1 (PÉRÈS, 1980; AURE & STIGEBRANDT, 1990).

Em relação aos lagos, ESTEVES (1998) explica que quando natural, a eutrofização é um processo lento e contínuo que resulta do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais que erodem e lavam a superfície terrestre, correspondendo ao chamado "envelhecimento natural" do lago. Por outro lado, o "envelhecimento precoce" de ecossistemas lacustres seria decorrente da eutrofização dita artificial, cultural ou antrópica, originando-se de nutrientes de efluentes domésticos, efluentes industriais e/ou atividades agrícolas, entre outros. Assim sendo, este segundo tipo de eutrofização é um processo dinâmico, no qual ocorrem profundas modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas, nas condições físicas e químicas do meio e no nível de produção do sistema, podendo ser considerada uma forma de poluição.

Em águas marinhas, a eutrofização cultural (artificial) é semelhante ao que acontece nos lagos, aparecendo no entanto somente próximo a costa ou em mares fechados, relativamente pequenos e em áreas muito habitadas como é o caso do Mar Báltico, sendo ainda assim seu progresso menor que em água doce, ocorrendo que em certas áreas não é o fósforo, mas sim o nitrogênio, o fator limitante do desenvolvimento do plâncton (MARGALEF, 1982). Por outro lado, DAJOZ (1983) afirma que o teor da água do mar em fosfatos desempenha também o papel de fator limitante e regula a abundância do plâncton assim como a produtividade do meio, demonstrando a influência deste nutriente sobre a abundância dos animais e sobre a produtividade no Oceano Atlântico.

O enriquecimento de nutrientes em estuários, sobretudo aumentos de fósforo e nitrogênio inorgânico dissolvido, conduz ao excessivo crescimento fitoplanctônico (ou algal), o qual por sua vez conduz a uma aumentada depleção de oxigênio no fundo. O enriquecimento de nutrientes normalmente envolve as formas de nitrogênio inorgânico dissolvido (Amônio, Nitrato e Nitrito) juntamente com o fosfato dissolvido e ocasionalmente silicato (BERNER & BERNER, 1996).

No que diz respeito a aquicultura, comparando diferentes sistemas de cultivo, COSTA-PEARCE (1996) conclui que a aquicultura semi-intensiva em tanques produz pouca poluição de nutrientes em sua rotina básica e os nutrientes descarregados na colheita podem ser efetivamente capturados usando tanques de sedimentação. Por outro lado, este mesmo autor conclui ainda que a moderna aquicultura intensiva desenvolvida em gaiolas (tanque-rede), balsas e sistemas *raceway* (com fluxo contínuo de água) é uma rede de perda de energia e proteína para a sociedade e produz poluição comparável aos esgotos domésticos, sendo, na grande maioria dos casos, lançados nos corpos d'água receptores com pouco ou nenhum tratamento.

Quanto a carcinicultura marinha, LANDESMAN (1994) afirma que a descarga de nutrientes dos efluentes de viveiros de camarões pode causar eutrofização das áreas costeiras adjacentes, sobretudo nos sistemas intensivos de cultivo de camarão em virtude da utilização de grandes quantidades de alimento, fertilizantes e taxas de trocas de água, resultando em freqüentes descargas de efluentes dos tanques. De acordo com MACINTOSH & PHILLIPS (1992b), grande parte da carga de nitrogênio e fósforo introduzido com o alimento nos tanques de cultivo de camarão é eliminado como efluente, sendo que na Tailândia 77,5% do nitrogênio e 86% do fósforo, adicionado nos tanques de cultivo intensivo, são lançados diretamente no ambiente na forma de efluentes. Já no México, PÁEZ-OSUNA et al. (1997) registraram que 53,3% do nitrogênio e 92,6% do fósforo fornecido com o alimento não são aproveitados pelos camarões.

Por outro lado, pela análise de fluxo e balanço de massa dos nutrientes, considerando as mais diversas fontes de incremento de nitrogênio e fósforo que adentra ao viveiro de cultivo, PÁEZ-OSUNA et al. (1997) estimaram que, em uma fazenda mexicana semi-intensiva, a perda ambiental por tonelada de camarão produzido foi 28,6 kg de nitrogênio e 4,6 kg de fósforo. Baseados nestes dados, os autores calcularam também que o efluente das fazendas do Estado de Sinaloa (México), com uma área total de 8.102 hectares e produção de 8.610 toneladas, representa uma carga anual correspondente ao esgoto não tratado gerado por 56.200-192.750 e 43.500-149.170 pessoas em termos de nitrogênio e fósforo, respectivamente. Em consonância com esta problemática, CRIPPS & KELLY (1996) destacam que a tendência tem sido produzir alimentos com conteúdo de fósforo e nitrogênio mais próximos da necessidades das espécies cultivadas, a fim de reduzir os resíduos.

3.4 ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS DE TRATAMENTO DOS EFLUENTES GERADOS PELA CARCINICULTURA MARINHA

A minimização das alterações ambientais provocadas pela aquicultura é de interesse das próprias fazendas de cultivo, uma vez que podem ser adversamente afetada por muitas das mudanças que afetam as comunidades nativas da biota que recebe os efluentes, incluindo enriquecimento orgânico dos sedimentos, eutrofização, estímulo de resistência aos antibióticos e introdução de organismos patogênicos (WESTON, 1991).

De acordo com CRIPPS & KELLY (1996), ao contrário do que acontece com os efluentes domésticos, a caracterização e o tratamento dos efluentes de aquicultura é um campo relativamente novo, encontrando-se dificuldades para o tratamento por causa das altas taxas

de fluxo e baixas concentrações dos resíduos, uma vez que efluentes líquidos com maiores concentrações de poluentes são geralmente mais fáceis de tratar, em termos de produzir uma redução na concentração dos poluentes. Os autores destacam ainda que quatro componentes principais dos efluentes são de interesse ambiental e para tratamento, a saber: nutrientes, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos suspensos e organismos patogênicos, podendo ainda outros constituintes, tais como o CO₂, ser de interesse em determinados locais ou, em formas especializadas de cultivo, como os sistemas de recirculação.

Visando o tratamento dos efluentes, as unidades de operação (utilizando-se da força física) e processos (baseadas em reações químicas ou biológicas) podem ser agrupadas em tratamento primário, secundário e terciário. O tratamento primário consiste na remoção física dos sólidos sedimentáveis e flutuantes, normalmente usando tela ou sedimentação, sendo este método o mais adequado para os efluentes de aquicultura é, conseqüentemente, a técnica mais utilizada. Já o tratamento secundário refere-se a processos químicos e físicos usados para remover a matéria orgânica, enquanto o tratamento terciário visa a remoção seletiva de outros constituintes, como fósforo e nitrogênio, usando combinações de processos e operações. Assim sendo, quatro são os tipos de unidades de tratamento comumente utilizadas pela indústria da aquicultura: mecânica, gravitacional, química e biológica (CRIPPS & KELLY, 1996)

Segundo INTRASUNGKHA, KELLER & BLACKALL (1999), há muito pouco conhecimento sobre a efetividade de sistemas de tratamento para efluentes salinos gerados por indústrias de processamento de frutos do mar, aquicultura e atividades turísticas, não sendo bem entendido o efeito da salinidade na remoção do nitrogênio e do fósforo em processos de tratamento de efluentes.

Normalmente, os sistemas de tratamento de efluentes propostos para a aquicultura fundamentam-se no reaproveitamento dos efluentes, sendo que os estudos referentes ao tratamento dos efluentes de cultivo de camarões concentram-se na etapa de engorda, sobretudo daqueles sistemas intensivos desenvolvidos nos países asiáticos, onde impactos de grande monta já foram registrados (WANG, 1990; ENANDER & HASSELSTROM, 1994; SANDIFER & HOPKINS, 1996).

O controle das cargas de sólidos e nutrientes em cultivos intensivos de camarões pode ser realizado através de tratamento físico e biológico, utilizando-se na Tailândia mariscos para a remoção de sólidos e *Gracilaria* para remover a matéria orgânica solúvel e os nutrientes dos efluentes (MACINTOSH & PHILLIPS, 1992a.; PRIMAVERA, 1994). Além de ajudar na melhoria da qualidade do efluente, moluscos e macroalgas podem ser vistos como uma fonte de renda a mais, podendo ser vendidos ou aproveitados como alimento para os próprios camarões, com possibilidades de extração de subprodutos da *Gracilaria*, como o agar-agar (ENANDER & HASSELSTROM, 1994).

Na Tabela 1 estão sumariados os principais métodos de tratamento utilizados em cultivos de camarões marinhos na Ásia.

TABELA 1 - Tratamento do efluente de viveiros de cultivo de camarão na Ásia.

Método	Benefício	Limitações
Ostras	Remoção de matéria orgânica particulada e fitoplâncton da coluna d'água.	No Hawai, o tratamento com ostras não foi suficiente para o efluente atingir critérios de liberação.
Mariscos	Remoção de matéria orgânica particulada e fitoplâncton da coluna d'água.	Produção de fezes e pseudofezes em grandes quantidades contribuem para a sedimentação. Flutuações de salinidade podem causar mortalidade ou reduzir as taxas de filtração.
Gracilaria	Remoção de nutrientes dissolvidos (N e P) da coluna d'água.	Sensibilidade a flutuações de salinidade, limitações de luz em águas turvas e sufocamento por excesso de sólidos e bactérias.
Pepino do mar	Remoção de material particulado sedimentado.	Não há maiores informações a respeito deste sistema.
Disposição em Manguezais	Remoção de matéria orgânica particulada e nutrientes.	Requer cuidados para não sobrecarregar o sistema. Cuidadosa avaliação é necessária.
Tanques de sedimentação	Remoção de matéria orgânica particulada mais densa que a água.	Não é eficiente com fitoplâncton.

Fonte: Adaptado de Macintosh & Phillips (1992a).

A fim de maximizar o uso da água e do alimento que é fornecido aos camarões, sistemas de recirculação de água têm sido propostos, utilizando-se normalmente combinações de policultivos como peixes e moluscos como uma alternativa para a reciclagem dos efluentes (LIN, RUAMTHAVEESUB & WANUCHSOONTORN, 1993; SANDIFER & HOPKINS, 1996).

Uma outra estratégia viável para prevenir a eutrofização de águas costeiras das descargas diretas de efluentes de cultivos marinhos pode ser a irrigação de plantas halófitas (tolerantes ao sal) com efluentes salinos, as quais são utilizadas como forrageiras. Foi testada a viabilidade do uso dessas plantas como biofiltradores para a remoção de nutrientes de efluentes salinos de aquicultura, obtendo-se altas taxas de remoção de nutrientes (BROWN & GLENN, 1999; BROWN et al., 1999).

Apresenta-se ainda, como um sistema alternativo de produção intensiva de camarão, os sistemas *raceway* de recirculação que investem no tratamento do efluente gerado a fim de reaproveitamento da água, utilizando-se de tanques de sedimentação, filtração biológica e ozonização (DAVIS & ARNOLD, 1998). Recentemente, TEICHERT-CODDINGTON et al. (1999)

obtiveram boa eficiência de remoção da carga orgânica e nutrientes, com um simples tratamento em tanques de sedimentação do efluente liberado de viveiros de cultivo de camarão no momento da despesca (colheita).

Quanto ao tratamento de efluentes de larvicultura de camarões peneídeos, destaca-se o trabalho desenvolvido por MILLAMENA, CASALMIR & SUBOSA (1991), através do qual foi demonstrada a viabilidade de sistemas de recirculação de água em larviculturas de *Penaeus monodon* (de náuplios 6 até pós-larva 10), testando o tratamento do efluente através de filtração biológica e em lagoas de sedimentação com fluxo em zigzag.

3.5 O TRATAMENTO DE EFLUENTES COM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

A tecnologia de lagoas de estabilização tem avançado muito em termos de aplicação e confiabilidade, fruto da abundância de modernas pesquisas realizadas. É uma tecnologia provada, confiável e de baixo custo; apropriada para climas quentes e temperados e para populações rurais e urbanas. As lagoas podem ser feitas para combinar tratamento e estocagem de efluentes e são a opção melhor e mais barata para tratar efluentes para reuso subsequente em aquicultura e agricultura (PEARSON, 1996).

Uma lagoa de estabilização clássica, também chamada de lagoa fotossintética, é um reator biológico de grandes proporções que emprega a luz como fonte de energia e que requer um tempo de reação muito longo em relação aos processos compactos mecanizados. Esta lentidão do processo de estabilização explica porque as lagoas ocupam grandes espaços, sendo que pela necessidade de absorverem a maior quantidade possível de radiações luminosas, devem ter pequena profundidade (pouco mais de um metro) e extensa superfície (BRANCO, 1984).

Há diversos tipos de lagoas de estabilização ou lagoas de oxidação, sendo que o processo original, aeróbio, é aquele no qual as necessidades respiratórias das bactérias decompositoras são atendidas pelo oxigênio originado da atividade fotossintética de algas microscópicas (BRANCO, 1984). Por sua vez, os produtos da degradação microbiana (dióxido de carbono, amônia, fosfatos) são aproveitados pelas microalgas num ciclo simbiótico entre algas e bactérias (RAMALHO, 1977; OSWALD, 1995).

Atualmente há uma variedade de aplicações das lagoas de estabilização e diferentes tipos, que representam a otimização para vários tratamentos requeridos, incluindo efluentes industriais, domésticos e mistos, tanto para comunidades urbanas, quanto rurais e agrícolas. As aplicações típicas das lagoas de estabilização, em geral, são: remoção de organismos

patogênicos/desinfecção biológica, remoção orgânica, remoção de nutrientes, remoção de metais pesados, remoção da cor (PEARSON, 1996).

Na Tabela 2 são apresentadas algumas das principais vantagens e desvantagens das lagoas de estabilização.

TABELA 2 - Vantagens e desvantagens das lagoas de estabilização

Vantagens	Desvantagens
1) Baixo investimento de capital, especialmente com respeito ao custo de construção e onde a terra está disponível por um preço razoável. 2) Simples esquema de fluxo e simples equipamentos e instalações 3) Baixo consumo de energia e baixo custo de operação. 4) Simplicidade de operação e manutenção, não necessitando de sofisticação técnica nem pessoal altamente treinado. 5) Remoção relativamente alta de bactérias, vírus, protozoários e helmintos devido ao longo período de detenção, irradiação solar, competição biológica e sedimentação. 6) Suavização de picos de cargas hidráulicas e relativa resistência a choques de cargas orgânicas e tóxicos devido ao grande volume da lagoa, longo período de retenção e alta capacidade tampão. 7) Possibilidade de disposição final por evaporação e infiltração. 8) Tratamento de efluentes sazonais industriais e agrícolas, tais como preparação de conservas, empacotamento de carnes, efluentes de açúcar de beterraba, etc. 9) Notável remoção de nutrientes. 10) Possibilidade de colheita de algas para a produção de alimento animal protéico (especialmente com lagoas de alta taxa) 11) Represamento e estocagem de efluente para reutilização por irrigação.	1) Alto requerimento de área de terra. 2) Efluente contendo material orgânico suspenso algal, descarregado para corpos receptores variados, é desagradável ou no mínimo discutível. 3) A performance é dependente de diversas condições climáticas tais como temperatura, irradiação solar, velocidade do vento, etc. 4) Sobrecarga ou mudanças abruptas nas condições climáticas podem causar odores incômodos e deterioração da qualidade do efluente. 5) Possibilidade de contaminação da água subterrânea por infiltração das lagoas, particularmente em solos arenosos e cálcario argilosos. 6) Perdas de água devido a evaporação e infiltração onde a reutilização do efluente é essencial.

Fonte: Shelef & Kanarek (1995)

JORDÃO & PESSOA (1995) conceituam as lagoas de estabilização como sistemas de tratamento biológico em que a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética das algas; classificando-as, de acordo com a forma predominante pela qual se dá a estabilização da matéria orgânica a ser tratada, em:

- ♦ Anaeróbias - caracterizadas por processos de fermentação anaeróbia, não havendo a presença de oxigênio na coluna d'água;

- ♦ Facultativas - são lagoas onde ocorrem, simultaneamente, processos de fermentação anaeróbia, oxidação aeróbia e redução fotossintética, com uma zona anaeróbia de atividade bêntica sobreposta por uma zona aeróbia de atividade biológica, próxima a superfície;
- ♦ Estritamente Aeróbias - nas quais se chega a um equilíbrio da oxidação e da fotossíntese para garantir condições aeróbias em todo o meio; comumente são chamadas de lagoas facultativas, ainda que não seja correto;
- ♦ De Maturação - são usadas como refinamento do tratamento prévio por lagoas, ou outro processo biológico; reduzindo bactérias, sólidos em suspensão, nutrientes e uma parcela negligenciável da DBO;
- ♦ Aeradas - caracterizam-se pela introdução de oxigênio no meio líquido através de um sistema mecanizado de aeração, podendo ser estritamente aeradas ou facultativas, necessitam ser seguidas por uma lagoa de decantação;
- ♦ Com Macrófitas - usadas para polimento final de um tratamento por lagoas, objetivando reduzir nutrientes, sólidos em suspensão e DBO remanescente, podendo também possibilitar a redução de metais. Em função da necessidade de manutenção (corte regular das plantas, secagem e destino final) e pela proliferação de moscas e mosquitos em áreas sombreadas, este tipo de lagoa é questionável.

A biotecnologia de tratamento de águas residuárias com a produção de algas pode incrementar a qualidade ambiental, produzindo um efluente que pode ser utilizado na aquicultura, assim como na indústria (HAMMOUDA, GABER & ABDEL-RAOUF, 1995). De acordo com OSWALD (1995), as algas podem servir de alimento para animais domésticos e peixes, produzindo desta forma proteína de alto grau na forma de carne, leite, ovos e peixes para o consumo humano, havendo a possibilidade de serem produzidas em águas salobra e do mar fertilizadas com dejetos animais, vegetais e humanos. YONESHIGUE-BRAGA et al. (1977), aproveitando os nutrientes presentes em esgoto doméstico, demonstraram a possibilidade de cultivar diversas espécies de algas marinhas, as quais podem ser aproveitados por moluscos filtradores, tais como *Crassostrea gigas* e *Perna perna*.

GRAY (1992) faz uma extensa avaliação da importância das algas obtidas a partir do tratamento do efluente em sistemas de lagoas de tratamento, considerando este um recurso de alto valor nutricional, pela quantidade de biomassa e proteína gerada. Visando a aplicação em aquicultura, discute a possibilidade de utilizar as algas diretamente para a alimentação de peixes ou ainda a utilização da algas como alimento para cladóceros, os quais podem ser aproveitados como alimento para peixes. Este autor discute que o tratamento de efluentes resultando na produção de peixes tem sido aplicado na Europa Central, Índia e há muitos séculos na China, sendo que atualmente, tanto em países desenvolvidos como em desenvolvimento, tem crescido o interesse em utilizar algas para este fim.

CANOVAS et al. (1996) discutem a utilização de um sistema com duas lagoas, onde a primeira, com curto tempo de retenção, permite o crescimento exponencial das algas e a segunda, com maior tempo de detenção, possibilita a produção de biomassa de *Daphnia magna*, um pequeno crustáceo filtrador, o qual pode ser aproveitado para fins de aquicultura.

3.6 LAGOAS RASAS

As lagoas rasas apresentam-se uma alternativa para o tratamento de efluentes de aquicultura que visem a produção de algas e/ou a eliminação de organismos patogênicos. Segundo VON SPERLING (1996b), a profundidade da lagoa interfere diretamente na penetração da luz solar que garante a atividade fotossintética, uma vez que a intensidade da luz incidente sobre o corpo d'água tende a se extinguir exponencialmente à medida que a mesma penetra ao longo da profundidade. Baseado na profundidade pode-se, de acordo com ARCEIVALA (apud VON SPERLING, 1996b), caracterizar as lagoas rasas como aquelas lagoas que:

- a) apresentam profundidades inferiores a 1,0 metro, podendo comportar-se como totalmente aeróbias;
- b) a área requerida é bem elevada, de forma a cumprir com o requisito do tempo de detenção;
- c) a penetração da luz ao longo da profundidade é praticamente total (a energia luminosa tende a se extinguir com a profundidade, mesmo em águas límpidas);
- d) a produção de algas é maximizada e o pH é usualmente elevado (devido à fotossíntese), acarretando a precipitação de fosfatos (remoção de nutrientes);
- e) a remoção de patogênicos é maior;
- f) devido à baixa profundidade, pode haver o desenvolvimento de uma vegetação emergente, potencial abrigo para larvas de mosquitos (lagoas com profundidades em torno de 0,60 m ou menos);
- g) são mais afetadas pelas variações da temperatura ambiente ao longo do dia, podendo atingir condições anaeróbias em períodos quentes (aumento da taxa de decomposição da matéria orgânica e maior influência da ressolubilização de subprodutos da decomposição anaeróbia no lodo de fundo).

É importante destacar o fato de que além de possibilitarem a produção de microalgas, as lagoas rasas são de grande valia na desinfecção (polimento) do efluente. Assim sendo, as

lagoas de maturação utilizadas no tratamento de águas residuárias (esgotos), tem como principal função a eliminação de organismos patogênicos, tais como vírus e bactérias, podendo ainda eliminar ovos e cistos de parasitas intestinais (SILVA & MARA, 1979). Assim, considerando-se aspectos de proteção da saúde pública, busca-se com as lagoas de maturação a diminuição da concentração de bactérias, vírus e parasitos nos corpos d'água e a conseqüente redução das doenças de veiculação hídrica (JORDÃO & PESSOA, 1995).

Quando comparada a cloração, a desinfecção por lagoas de maturação constitui-se em uma alternativa mais econômica, com eficiências de remoção para coliformes fecais que possibilitam cumprir os padrões de lançamentos para corpos d'água, estabelecidos pela resolução número 20 do CONAMA (BRASIL, 1986). A baixa profundidade, característica deste tipo de lagoas, maximiza os efeitos bactericidas da luz solar, bem como a atividade fotossíntese, resultando na elevação do pH. Destacando-se, dentre os diversos fatores que contribuem para o processo de desinfecção, a temperatura, insolação, pH, escassez de alimento, organismos predadores, competição, presença de composto tóxicos, etc. (VON SPERLING, 1996b).

Pelo exposto neste capítulo, constata-se que o tratamento de efluentes provenientes de aquíicultura vem recebendo especial atenção nos últimos anos. Ainda que a concentração dos poluentes seja baixa quando comparada a outras fontes poluidoras, os grandes volumes de água utilizados justificam a necessidade de buscar alternativas para o seu tratamento. Sendo a aquíicultura marinha brasileira uma indústria em plena expansão, a necessidade de minimizar possíveis impactos no meio ambiente é indispensável para garantir a sua sustentabilidade e consolidação como mais uma importante atividade do ponto de vista sócio-econômico e ambiental.

No que diz respeito aos efluentes de larviculturas de peneídeos é importante considerar que estudos sobre seus efluentes são raros e, normalmente, a preocupação maior é com a carga de antibióticos, químicos e terapêuticos utilizados. Em locais onde há grande concentração de laboratórios os impactos podem ser relevantes e não devem ser desprezados, com a possibilidade de os danos ambientais reverterem às próprias larviculturas. Por outro lado, as lagoas de estabilização são consideradas uma tecnologia bastante interessante para o tratamento do efluente de aquíicultura, uma vez que o produto final (algas) pode ser reaproveitado dentro do próprio setor produtivo. Assim sendo, o presente trabalho vem preencher uma das grandes lacunas do cultivo intensivo de larvas de camarões marinhos e contribuir para a melhoria da qualidade ambiental, abrindo caminho para futuras pesquisas nesta área.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LOCAL E PERÍODO DE ESTUDO

O presente trabalho foi desenvolvido nas dependências do Laboratório de Camarões Marinhos (LCM), pertencente ao Departamento de Aqüicultura (AQI) do Centro de Ciências Agrárias (CCA) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), localizado às margens da Lagoa da Conceição na Barra da Lagoa - Florianópolis/SC. Algumas análises e registros fotográficos, foram realizados em outros laboratórios da UFSC, a saber: Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Centro Tecnológico/UFSC, Laboratório de Cultivo de Moluscos Marinhos (LCMM) - AQI/CCA/UFSC e Laboratório de Peixes Marinhos (LAPMAR) - AQI/CCA/UFSC. O período de estudo foi de novembro de 1998 a fevereiro de 1999.

4.2 EFLUENTE ESTUDADO

O efluente objeto deste estudo foi obtido a partir de cultivos de pós-larvas de camarões peneídeos, realizados no setor de Larvicultura do LCM, sendo que atualmente o efluente gerado por este setor é lançado em uma pequena lagoa artificial de água doce que deságua na Lagoa da Conceição.

4.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Para atender aos objetivos específicos, o trabalho foi dividido em duas etapas, sendo a primeira denominada Caracterização do Efluente e a segunda Tratamento do Efluente.

As variáveis analisadas durante as etapas de estudo são apresentadas na Tabela 3, sintetizando-se os procedimentos de preservação das amostras e a frequência das análises para as diferentes variáveis estudadas.

TABELA 3 – Variáveis analisadas durante as etapas de estudo, destacando a preservação das amostras e a frequência das análises.

Variável Analisada	Preservação da amostra	Frequência das análises	
		Caracterização	Tratamento
Salinidade - ‰	Análise <i>in situ</i>	Diária	03 vezes ao dia
Potencial Hidrogeniônico - pH	Análise <i>in situ</i>	Diária	03 vezes ao dia
Temperatura - °C	Análise <i>in situ</i>	Diária	03 vezes ao dia
Oxigênio Dissolvido - OD	Análise <i>in situ</i>	Diária	03 vezes ao dia
Taxa de Saturação de Oxigênio	Análise <i>in situ</i>	Diária	03 vezes ao dia
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO	Sob refrigeração por poucas horas.	Diária	Semanal
Sólidos Suspensos - SS	Análise logo após a coleta, congelando os filtros até repesá-los.	Diária	A cada 72 horas
Carbono Orgânico Dissolvido - COD	Congelada logo após a filtração.	Diária	A cada 72 horas
Cloreto e Sulfato - Cl ⁻ e SO ₄ ²⁻	Congelada logo após a filtração.	Diária	A cada 72 horas
Sódio, Potássio, Cálcio e Magnésio	Congelada logo após a filtração.	Início, meio e fim do cultivo.	Início, meio e fim do tratamento.
Ortofosfato dissolvido - P-PO ₄ ³⁻	Congelada logo após a filtração.	Diária	A cada 72 horas
Amônio, Nitrito e Nitrato NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ e NO ₃ ⁻	Congelada logo após a filtração.	Diária	A cada 72 horas
Clorofila <i>a</i> e Feopigmentos	Análise após a coleta.	Diária	A cada 72 horas
Residual de fitoplâncton	Análise após a coleta.	Diária	Na coleta do efluente(1º dia)
Residual de náuplios de <i>Artemia</i>	Análise <i>in situ</i>	Diária	Na coleta do efluente(1º dia)

4.3.1 Caracterização do efluente

Esta etapa compreendeu a realização de análises no sentido de caracterizar o efluente em questão, sendo que como referência foram também analisadas algumas amostras da água de mar que abastecia a larvicultura. Foi realizada a caracterização do efluente de dois tanques de larvicultura, sendo um do camarão rosa *Farfantepenaeus paulensis* e outro do camarão branco *Litopenaeus vannamei*.

Para *F. paulensis* foi analisado o efluente de 16 dias, pois a primeira renovação de água aconteceu estando as larvas no estágio de Z₂-Z₃, quando aproximadamente 50% do volume de água do tanque foi trocado. Já para *L. vannamei* foi analisado o efluente de 15 dias, uma vez que a primeira renovação de água ocorreu somente quando as larvas já se encontravam entre Z₃-Z₂, renovando-se 100% do volume do tanque (Figura 1). Nos demais dias, a renovação de água foi sempre de 100% do volume (cerca de 15.000 litros por tanque).

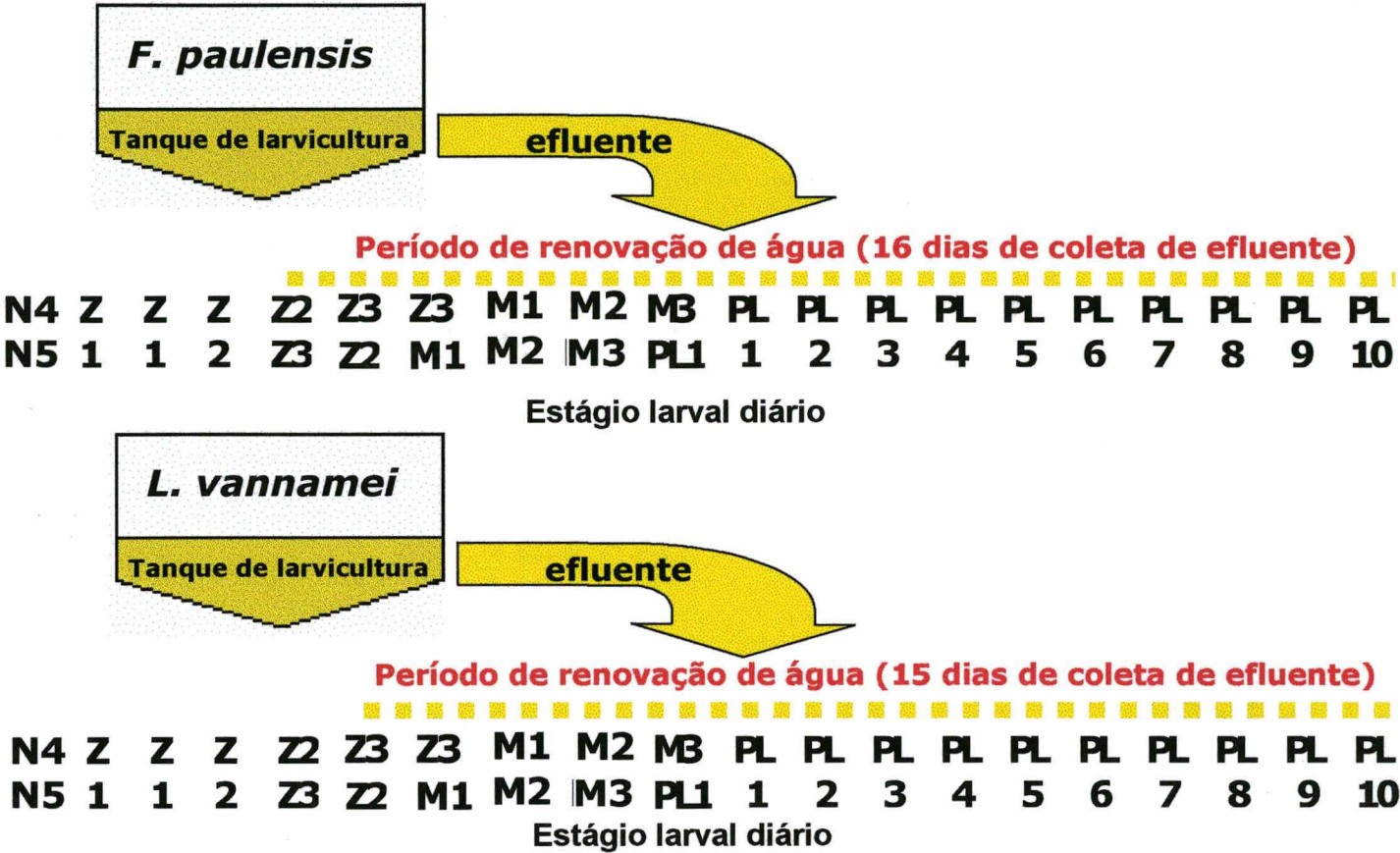


Figura 1 - Desenho experimental da etapa de Caracterização do Efluente, com destaque para o período de coleta do efluente (16 dias do tanque de *F. paulensis* e 15 dias do tanque de *L. vannamei*).

Legenda: **N4 e 5** = Náuplio 4 e Náuplio 5; **Z1, Z2 e Z3** = Protozoa 1, Protozoa 2 e Protozoa 3, respectivamente; **M1, M2 e M3** = Misis 1, Misis 2 e Misis 3, respectivamente; **PL1 a PL10** = Pós-larva 1 a Pós-larva 10.

4.3.2 Tratamento do efluente

Esta segunda etapa deteve-se ao estudo preliminar de um sistema de tratamento para o efluente produzido pelo setor de Larvicultura do LCM oriundo de um tanque de cultivo de *Litopenaeus vannamei*, quando o efluente de três momentos diferentes do ciclo de larvicultura (início, meio e fim) foi submetido ao tratamento, em batelada, em lagoas rasas, denominadas de Lagoa 1 (abastecida com efluente do 1º dia de renovação de água, estando as larvas no estágio de Protozoa 3 - Z₃), Lagoa 2 (abastecida com efluente do 8º dia de renovação de água, estando as larvas no estágio de Pós-larva 3 - PL₃) e Lagoa 3 (abastecida com efluente do 15º dia de renovação de água, estando as larvas no estágio de Pós-larva 10 - PL₁₀), conforme esquema apresentado na Figura 2. As variáveis analisadas durante o tratamento do efluente são apresentadas na Tabela 3.

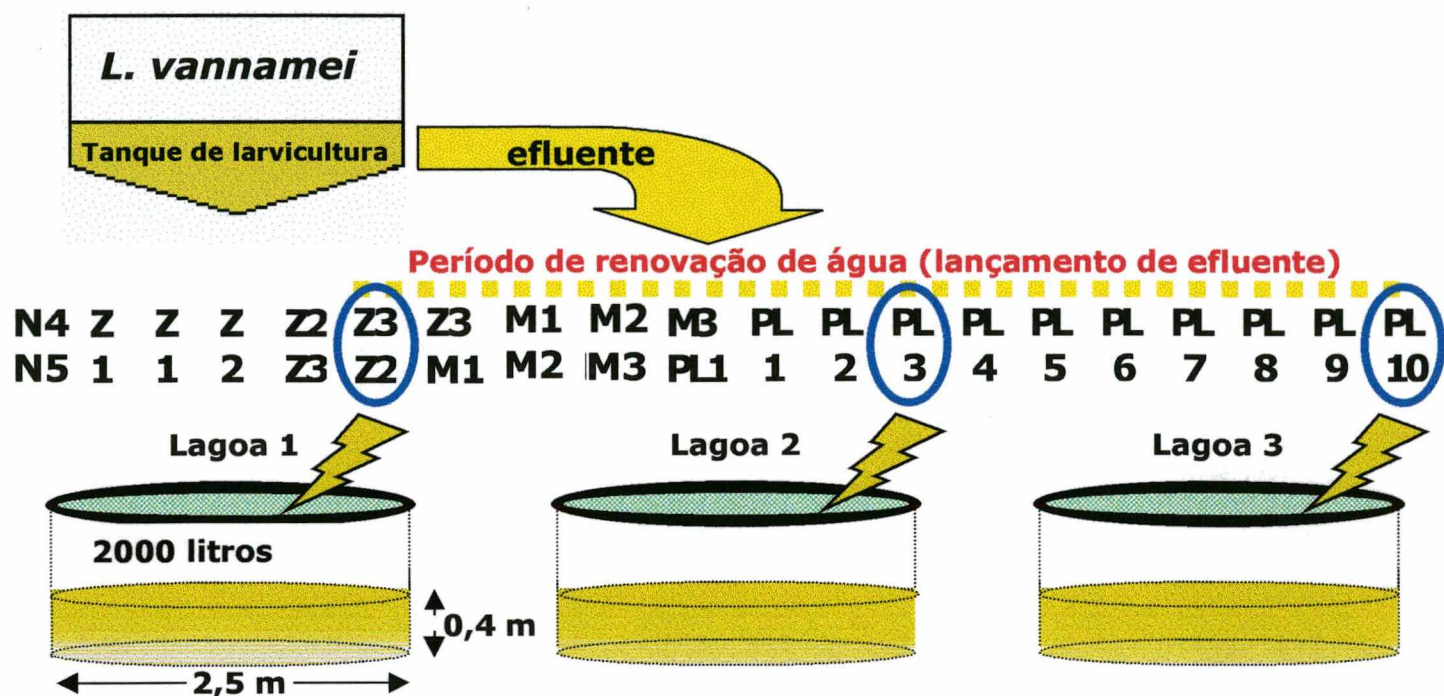


Figura 2 - Desenho experimental da etapa de Tratamento do Efluente, com destaque para os dias de coleta do efluente do início, meio e fim do período de renovação de água, o qual foi tratado nas Lagoas 1, 2 e 3, respectivamente.

Legenda: **N4 e N5** = Náuplio 4 e Náuplio 5; **Z1, Z2 e Z3** = Protozoa 1, Protozoa 2 e Protozoa 3, respectivamente; **M1, M2 e M3** = Misis 1, Misis 2 e Misis 3, respectivamente; **PL1 a PL10** = Pós-larva 1 a Pós-larva 10.

As lagoas utilizadas foram tanques de concreto circulares, pintados com tinta epox verde claro, construídos dentro de uma sala do LCM que possui nas paredes aberturas revestidas com plástico, facilitando a entrada da luz natural. Para melhorar a iluminação do local, a área sobre as três lagoas foi coberta com telhas transparentes de fibra de vidro (Figura 3). A iluminação das Lagoas 1, 2 e 3, compreendeu um fotoperíodo médio de 14,25, 14,08 e 13,90 horas, respectivamente (ANEXO 2), conforme dados obtidos em Florianópolis, no Centro Integrado de Meteorologia e Recursos Hídricos de Santa Catarina (CLIMERH) da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A. (EPAGRI).

A altura de cada tanque era de 1 metro e o diâmetro de 2,5 metros. Cada lagoa recebeu um volume de aproximadamente 2000 litros do efluente, atingindo 40 cm de profundidade de lâmina d'água.

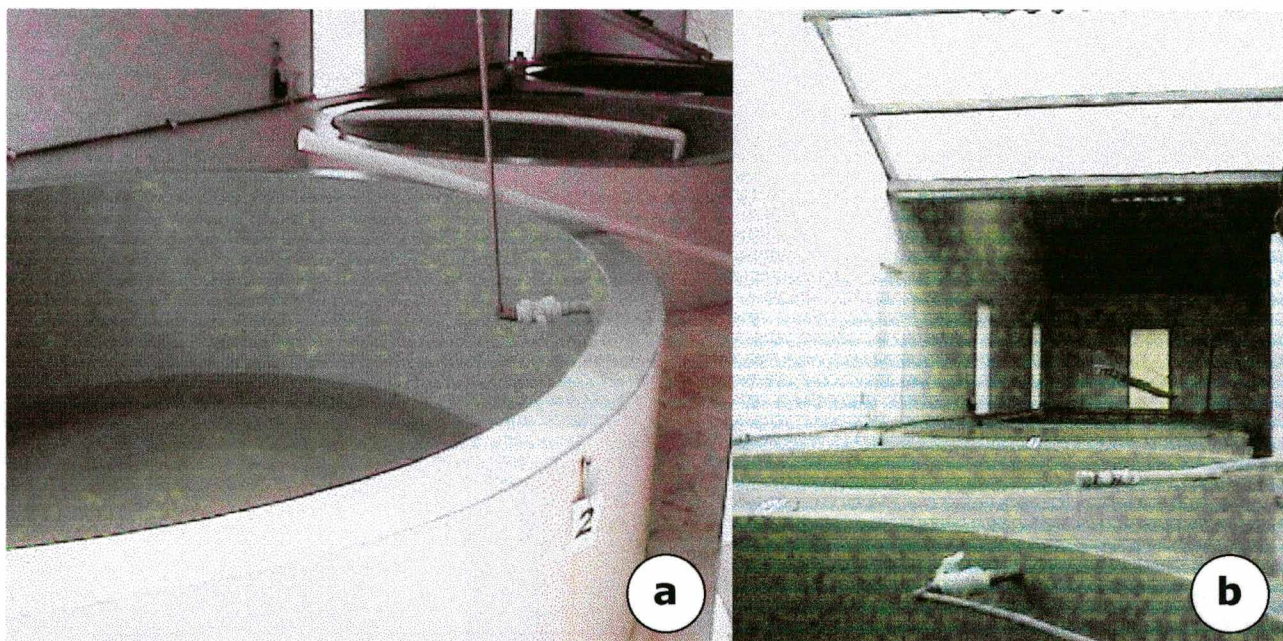


FIGURA 3 - Tanques utilizados como lagoas de tratamento. Em detalhe a Lagoa 2 com efluente (a), com destaque para a iluminação através do teto transparente e das aberturas nas paredes (b).

4.4 PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS

4.4.1 Oxigênio dissolvido, temperatura, pH e salinidade

O oxigênio dissolvido foi analisado com o oxímetro marca YellowSpring modelo YSI-51, através do qual também foi registrada a temperatura.

O pH foi registrado pelo potenciômetro marca Digimed pHmetro DM₂, enquanto para a análise da salinidade foi utilizado um refratômetro marca Aquafauna, Biomarine Inc.

4.4.2 Elementos maiores da água do mar e compostos nitrogenados

Os elementos maiores da água do mar (Cloreto, Sulfato, Sódio, Cálcio, Magnésio e Potássio) e os compostos nitrogenados (Amônio, Nitrito e Nitrato) foram analisados no LIMA por cromatografia iônica líquida, com o cromatógrafo marca Dionex DX120. A cromatografia iônica líquida é um método físico-químico de separação dos componentes iônicos ou ionizáveis de uma mistura, os quais são separados distribuindo-os entre duas fases que estão em

contanto íntimo dentro de uma coluna analítica. Enquanto uma das fases permanece estacionária a outra move-se através dela. Durante a passagem da fase móvel (eluente) sobre a fase estacionária, os componentes da mistura são distribuídos entre as duas fases, de tal forma que cada um dos componentes é seletivamente retido pela fase estacionária, resultando em migrações diferenciais destes componentes. O eluente usado para a análise dos ânions foi uma solução de carbonato e bicarbonato (18mM de Na_2CO_3 e 17mM de NaHCO_3), enquanto para a análise dos cátions o eluente foi uma solução de ácido sulfúrico (H_2SO_4 22mM). Todos os dias, antes de iniciar as análises, realizava-se a calibração do equipamento.

Em função da forte interferência dos íons dissolvidos presentes na água do mar, diversos fatores de diluição foram testados, adotando-se diluição das amostras de 10 e 100 vezes, tanto para a análise dos ânions (Cloreto, Nitrito, Nitrato e Sulfato) como dos cátions (Sódio, Amônio, Cálcio, Magnésio e Potássio). Ainda assim, a enorme interferência sofrida por parte dos compostos nitrogenados inviabilizou a análise destes, não sendo possível estimar as concentrações de Nitrito, Nitrato e Amônio presentes nas amostras. Assim sendo, com o uso de uma micropipeta marca HAMILTON, foi realizada em triplicata a adição padrão de diferentes concentrações de Nitrato em amostras diluídas 10 vezes, a fim de estabelecer a concentração mínima detectável deste nutriente.

4.4.3 Ortofosfato dissolvido

O Ortofosfato dissolvido foi analisado no LIMA, pelo método colorimétrico do ácido ascórbico adaptado de MURPHY & RILEY (1962), conforme recomendado por BAUMGARTEN, ROCHA & NIENCHESKI (1996). Para as análises foi utilizado um espectrofotômetro Cary|1E|UV-Visible, marca Varian, previamente calibrado no início das análises, diluindo-se as amostras 05 a 10 vezes e analisando-as em triplicata.

4.4.4 Carbono orgânico dissolvido (COD)

Também no LIMA, o carbono orgânico dissolvido, considerado a fração de COT (carbono orgânico total) que passa através de um filtro de $0,45\mu\text{m}$ de diâmetro de poro (APHA-AWWA-WEF, 1992), foi analisado utilizando-se o aparelho TOC (Total Organic Carbon Analyser) 5000A - marca Shimadzu, pelo método NPOC (carbono orgânico não purgável), o qual converte

carbonatos inorgânicos em CO_2 , removendo-os através de borbulhamento, antes da injeção da amostra.

As amostras foram acidificadas com ácido clorídrico para baixar o pH a menos de 2 e deixadas em borbulhamento por aproximadamente 15 minutos a fim de eliminar o CO_2 . Diariamente, o aparelho foi calibrado, com curva de calibração de 04 pontos, obtendo-se o coeficiente de variação menor que 2% e/ou desvio padrão menor que 200, conforme recomendação do fabricante. Para evitar contaminações, toda a vidraria utilizada foi lavada previamente com solução sulfocrômica e enxaguada diversas vezes com água destilada-deionizada e água ultrapura.

4.4.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5)

A DBO_5 (Total) foi analisada no LIMA, obtida pelo método manométrico, com incubação das amostras durante cinco dias, com temperatura de 20°C (APHA-AWWA-WEF, 1992), utilizando-se um aparelho HACH, modelo BOD TRACK, sendo as amostras analisadas diretamente, sem filtração prévia, caracterizando a DBO Total.

4.4.6 Sólidos suspensos

Os sólidos suspensos foram determinados por gravimetria de volatilização através da metodologia modificada de STRICKLAND & PARSONS (1972), conforme recomendações de BAUMGARTEN, ROCHA & NIENCHESKI (1996).

Três subamostras de 250 ml foram filtradas à vácuo através de membranas pré-pesadas de acetado de celulose ($0,45\mu\text{m}$ de poro e 47mm de diâmetro). Logo após a filtração as membranas filtrantes foram congeladas individualmente em envelopes de alumínio, dentro de um recipiente plástico com sílica gel, até a secagem e repesagem (BAUMGARTEN, ROCHA & NIENCHESKI, 1996).

4.4.7 Clorofila *a* e Feopigmentos

A clorofila *a* e os feopigmentos foram analisados no LCMM, pelo método fluorimétrico, baseado no uso do Turner fluorometer - TD 700, desenvolvido por STRICKLAND & PARSONS (1972), realizando-se a filtração da amostra através de um filtro de fibra de vidro, conforme ARAR & COLLENS (1992) e seguindo as recomendações de TURNER DESIGNS (1995), sendo esta metodologia recomendada por BARROSO & LITTLEPAGE (1998).

Para cada amostra, três alíquotas de 10 ml foram submetidas a filtração através de filtros de fibra de vidro de 24mm de diâmetro (Whatman 934-AH) e processadas conforme a metodologia citada, sendo que para a etapa de caracterização a extração foi realizada imediatamente após a filtração. Já para a etapa do tratamento os filtros foram congelados logo após a filtração, procedendo-se a extração somente após a coleta de todas as amostras nas três lagoas estudadas.

Para o cálculo da concentração de clorofila *a* e feopigmentos foram utilizadas planilhas de cálculos elaboradas no programa Microsoft Excel 97 (BARROSO & LITTLEPAGE, 1998).

4.4.8 Residual de fitoplâncton e de náuplios de *Artemia* sp

O residual de fitoplâncton (*Chaetoceros* sp e *Tetraselmis* sp) foi obtido pela contagem em hemocitômetro ou Câmara de Neubauer (FOX, 1986). Já o residual de náuplios de *Artemia* foi obtido através da média de três alíquotas de 10 mililitros contadas em pipeta de vidro (manejo padrão adotado pelo setor de Larvicultura do LCM).

4.5 COLETA, PROCESSAMENTO E PRESERVAÇÃO DE AMOSTRAS

Detalhes de coleta, processamento e preservação das amostras são discutidos na sequência para cada etapa de estudo.

4.5.1 Coleta, processamento e preservação de amostras na etapa de caracterização do efluente

A coleta das amostras foi realizada entre 06:00 e 07:00 horas da manhã, coletando-se diretamente na saída do efluente (Figura 4a), imediatamente após a limpeza do fundo do tanque, conforme procedimento de rotina adotado pelo setor de larvicultura antes da renovação de água dos tanques. Já a água do mar foi coletada logo que chegava ao LCM (Figura 4b), previamente filtrada através de material sintético (bidim) que recobrem as ponteiros de captação, localizadas na Praia de Moçambique.



FIGURA 4 - Coleta de amostras do efluente (a) e da água do mar (b).

As amostras foram coletadas em garrafas plásticas de 1 litro, previamente lavadas com o próprio efluente a ser coletado, fechando-as imediatamente. De cada tanque foram coletadas três amostras (uma para filtração, uma para DBO e uma para clorofila *a*). *In situ* foi realizada a análise de temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido (concentração e % de saturação) e pH, bem como a obtenção do residual de náuplios de *Artemia* sp. Já as amostras para obtenção dos residuais de fitoplâncton foram processadas imediatamente após a coleta.

Para a análise de clorofila *a* e feopigmentos a amostra foi coletada e processada imediatamente, salvo quando foi necessário armazená-la no escuro sob refrigeração, não excedendo no entanto o período de quatro horas entre a coleta e a análise. Quanto a DBO₅, a amostra foi levada para análise o mais rápido possível, não excedendo o período de 12 horas após a coleta, enquanto era mantida então sob refrigeração.

Para as demais variáveis, as amostras foram coletadas e levadas à sala destinada ao processamento de amostras no próprio LCM, onde três subamostras de 250 ml foram filtradas à vácuo através de membranas de acetado de celulose pré-pesadas e, imediatamente, congeladas no *freezer* em frascos plásticos individuais (em triplicata para cada análise a ser realizada). Antes de colocar a amostra os frascos foram lavados três vezes com água destilada e três vezes com água ultrapura (água MilleQ), secando a temperatura ambiente. As membranas filtrantes utilizadas serviram para a análise dos sólidos suspensos, sendo que logo após a filtração os mesmos foram também congelados individualmente em envelopes de alumínio, dentro de um recipiente plástico com sílica gel, até a secagem e repesagem (BAUMGARTEN, ROCHA & NIENCHESKI, 1996).

4.5.2 Coleta, processamento e preservação de amostras na etapa de tratamento do efluente

Nesta etapa as amostras foram tratadas de modo similar à etapa de caracterização, destacando-se aqui somente alguns detalhes que diferiram, como o horário de coleta que foi entre 05:00 e 07:00 horas, exceto dois dias quando as amostras foram coletadas entre 07:00 e 08:00 horas.

No primeiro dia do tratamento as amostras foram coletadas na saída do efluente, logo após a limpeza do fundo do tanque de larvicultura, sendo a partir do segundo dia coletadas diretamente na lagoa, submergindo-se então os frascos de coleta (garrafas plásticas de 1 litro) o suficiente para enchê-los, fechando-os imediatamente.

Diariamente, às 05:00, 14:00 e 18:00 horas, foram realizadas *in situ* as análises de temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido (concentração e % de saturação) e pH, no fundo e na superfície da lagoa.

Ao longo do experimento foram coletadas amostras do fundo e da superfície para serem analisadas ao microscópico a fim de acompanhar o desenvolvimento do fitoplâncton e também dos protozoários.

Já para as análises de clorofila *a* e feopigmentos foi adotado o mesmo procedimento da etapa de caracterização, porém após a filtração, as membranas foram congeladas individualmente em envelopes de alumínio, dentro de um recipiente plástico com sílica gel, até a extração dos referidos pigmentos com acetona.

4.6 ALGUNS ASPECTOS DA METODOLOGIA DE CULTIVO ADOTADA NA LARVICULTURA DO LCM DURANTE O PERÍODO EXPERIMENTAL

Cabe aqui ressaltar que, apesar de se tratar do cultivo de espécies diferentes, o manejo empregado na larvicultura foi bastante similar, o que permitiu adotar o mesmo procedimento de estudo para a caracterização do efluente produzido nos dois tanques analisados.

Quanto aos quimioterapêuticos, ainda que não tenha sido analisada a presença de seus resíduos no efluente, salienta-se que o uso seguiu o procedimento rotineiro do setor de larvicultura do LCM. Como dose preventiva, foi usado 1 ppm (parte por milhão) de oxitetraciclina e furazolidona após a renovação da água, nos três primeiros dias de troca de água, entre os estágios de Z₂-Z₃ a Z₃-M₁ para *F. paulensis* e entre Z₃-Z₂ a M₁-M₂ para *L. vannamei*. Para a prevenção de doenças provocadas por fungos, foi ainda administrado 0,01 ppm de trifluralina, logo após a renovação da água, desde o primeiro dia de troca de água até o último, entre os estágios de Z₂-Z₃ e Pl₁₀ para os dois tanques estudados.

Quanto aos náuplios de *Artemia* fornecidos às larvas, salienta-se que durante a etapa de caracterização utilizou-se cistos de uma cepa americana, fazendo-se a descapsulação dos mesmos com cloro antes da eclosão dos náuplios. Já os cistos utilizados durante a etapa de tratamento do efluente eram de uma cepa russa e não foram descapsulados antes da eclosão, gerando grande quantidade de cistos não eclodidos no tanque de larvicultura de onde foi coletado o efluente a ser tratado.

A variedade de alimentos fornecidos em cada estágio da larvicultura durante o período de estudo, pode ser sintetizado pelo seguinte esquema:

PZ/ArtCon * MY/ArtCeV * PA70 e ArtViva * AC10 e Artemia viva
onde,

PZ = Ração microencapsulada Microfeast® PZ-20, própria para os primeiros estágios larvais;

ArtCon = Náuplios de *Artemia* sp congelados;

MY = Ração microencapsulada Microfeast® MY-100, própria para os estágios de misis;

ArtCeV = Náuplios de *Artemia* sp congelados e vivos;

PA70 = Ração microencapsulada Micro Mac 70 da Aquafauna, Bio-Marine, Inc., fornecida às primeiras pós-larvas (Pl₁ a Pl₄); **ArtViva** = Náuplios de *Artemia* sp vivos;

AC10 = Ração microparticulada Acclimac 10, da Aquafauna, Bio-Marine, Inc., própria para os estágios de Pl₅ a Pl₁₅;

Artemia viva = Náuplios de *Artemia* sp vivos.

Além dos alimentos anteriormente mencionados, em todos os estágios foi também fornecido fitoplâncton (ANEXO 1).

4.7 PROCESSAMENTO E TRATAMENTO DOS DADOS

Os dados obtidos foram processados em planilha eletrônica Microsoft Excel 97, obtendo-se os intervalos máximos e mínimos, valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação. Adotando-se $P < 0,05$ para expressar a significância estatística, foram realizadas análises de variância (ANOVA) e regressão múltipla utilizando-se o programa estatístico STATIGRAPHICS v. 7.0 (Statistical Graphics Corporation), já a análise de correlação foi realizada com o programa STATISTICA v. 4.3.

Complementando a análise estatística, os dados dos efluentes, coletados ao longo dos dias, foram submetidos à uma análise de componentes principais (ACP) a partir da matriz de correlação das variáveis (*Principal Components Analysis* - PCA) através do programa estatístico STATISTICA v. 4.3. Esta análise foi realizada para dados de efluentes de *F. paulensis* e *L. vannamei*, bem como das três lagoas de tratamento, a fim de melhor determinar os processos que ocorrem nestes sistemas, uma vez que as técnicas estatísticas multivariadas são adequadas para analisar uma estrutura de dados com variáveis interrelacionadas (correlacionadas). Assim sendo, a análise de componentes principais foi realizada com o objetivo de reduzir as dimensões dos dados dos efluentes coletados ao longo de vários dias em componentes principais (CP), que resumem a sua variância, determinando a estrutura de variação.

5 RESULTADOS

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

Na Tabela 4 são apresentados os valores médios \pm o desvio padrão, o coeficiente de variação e os intervalos mínimos e máximos para as variáveis analisadas durante a etapa de caracterização do efluente dos dois tanques de larvicultura (um da espécie *Farfantepenaeus paulensis* e outro da espécie *Litopenaeus vannamei*) e da água de abastecimento.

5.1.1 pH, Oxigênio Dissolvido, Salinidade e Temperatura,

Na Figura 5 estão plotados os valores de pH e oxigênio dissolvido (OD em mg/l) registrados nos efluentes e na água, sendo o coeficiente de variação baixo tanto para o pH quanto para a concentração e a taxa de saturação de OD (Tabela 4).

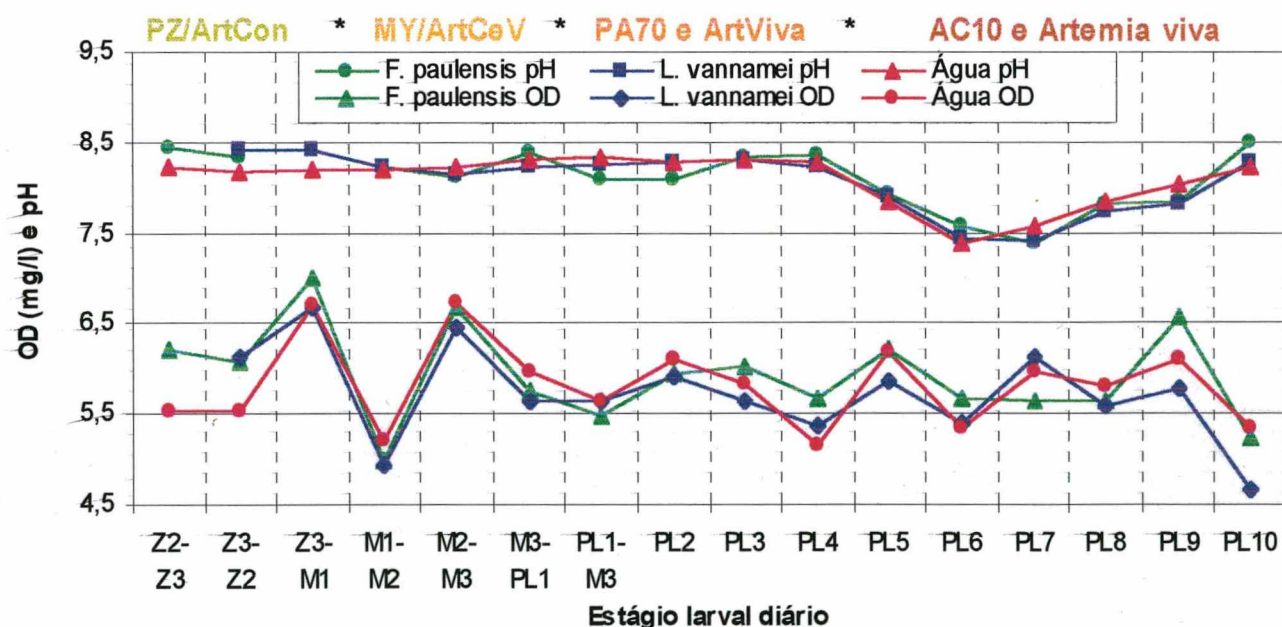


FIGURA 5 – Distribuição de oxigênio dissolvido (OD) e pH para a água e os efluentes de *F. paulensis* e *L. vannamei*.

Legenda: **Z2 e Z3** = Protozoa 2 e Protozoa 3, respectivamente; **M1, M2 e M3** = Misis 1, Misis 2 e Misis 3, respectivamente; **PL1 a PL10** = Pós-larva 1 a Pós-larva 10.

PZ = Ração microencapsulada Microfeast® PZ-20; **ArtCon** = Náuplios de *Artemia* sp congelados; **MY** = Ração microencapsulada Microfeast® MY-100; **ArtCeV** = Náuplios de *Artemia* sp congelados e vivos; **PA70** = Ração microencapsulada Micro Mac 70 da Aquafauna, Bio-Marine, Inc.; **ArtViva** = Náuplios de *Artemia* sp vivos; **AC10** = Ração microparticulada Acclimac 10, da Aquafauna, Bio-Marine, Inc.; **Artemia viva** = Náuplios de *Artemia* sp vivos.

TABELA 4 - Resultado das variáveis analisadas para o efluente de dois tanques de larvicultura e para a água de abastecimento.

Variáveis	MÉDIA ± DESVIO PADRÃO			MÍNIMO			MÁXIMO			Coeficiente de Variação %	
	F. paulensis	L. vannamei	Água	F. paulensis	L. vannamei	Água	F. paulensis	L. vannamei	Água	F. paulensis	L. vannamei
Salinidade (‰)	34,06 ± 0,25	34,13 ± 0,35	34,19 ± 0,66	34	34	33	35	35	35	0,73	1,03
pH	8,09 ± 0,33	8,07 ± 0,33	8,09 ± 0,28	7,39	7,41	7,38	8,5	8,41	8,32	4,04	4,10
Temperatura (°C)	25,92 ± 0,94	27,59 ± 0,66	20,92 ± 0,48	24,9	25,7	20,10	28,8	28,3	21,80	3,64	2,39
OD (mg/l) ¹	5,92 ± 0,53	5,72 ± 0,52	5,82 ± 0,48	4,98	4,66	5,14	7,01	6,68	6,73	8,98	9,19
OD %	86,56 ± 6,82	86,18 ± 6,84	78,71 ± 5,52	74,7	71,9	70,70	98,1	95,5	90,80	7,88	7,94
Cloreto (mg/l)	21681,64	21627,91	21177,80	21171,95	19864,91	20240,36	22282,99	22289,08	21974,90	1,55	2,94
Sulfato (mg/l)	+336,48	+634,94	+716,76	2491,48	2315,91	2367,94	2636,10	2637,67	2574,05	1,67	3,30
Sódio (mg/l)	10992,84	11413,25	10651,38	10841,66	11102,00	10415,53	11162,15	11620,26	10820,61	1,46	2,40
Potássio (mg/l)	469,07 ± 17,39	497,44 ± 11,84	455,13 ± 8,59	449,01	484,07	447,15	479,73	506,6	464,23	3,71	2,38
Magnésio (mg/l)	1403,28 ± 17,99	1454,67 ± 25,94	1368,94 ± 27,19	1389,73	1425,02	1338,67	1423,69	1473,19	1391,29	1,28	1,78
Cálcio (mg/l)	438,05 ± 6,24	456,31 ± 7,91	426,49 ± 7,84	432,03	447,45	418,19	444,48	462,68	433,76	1,42	1,73
Ortofosfato (mg/l)	1,52 ± 0,97	1,79 ± 0,92	0,13 ± 0,09	0,52	0,59	0,03	3,84	3,75	0,18	63,81	51,21
COD (mg/l) ²	3,72 ± 1,14	4,10 ± 1,28	1,48 ± 0,11	2,10	2,29	1,32	5,94	6,54	1,58	30,57	31,30
DBO (mg/l) ³	5,12 ± 4,64	6,41 ± 7,43	0,10 ± 0,20	0	0	0	15,8	27,7	0,40	90,63	115,96
SS (mg/l) ⁴	36,43 ± 38,66	59,94 ± 80,90	2,65 ± 1,98	4	6,83	0	131,73	288,67	4,60	106,15	134,97
Clorofila a ⁵	37,88 ± 31,25	68,59 ± 56,31	0,06 ± 0,03	8,35	21,51	0,02	130,77	211,01	0,09	82,49	82,10
Feopigmentos ⁵	2,51 ± 3,33	0,36 ± 0,95	0	0	0	0	8,93	2,92	0	132,62	264,91
C. calcitrans ⁶	2,09 ± 2,84	4,35 ± 5,23	-	0	0	-	8,5	20	-	136,19	120,31
T. tetraathele ⁶	0,40 ± 0,35	0,94 ± 0,62	-	0	0,2	-	1,1	2,25	-	87,68	66,31
Artemia sp ⁷	0,58 ± 0,70	0,38 ± 0,58	-	0	0	-	1,8	1,5	-	119,29	155,90

¹ OD = Oxigênio Dissolvido; ² COD = Carbono Orgânico Dissolvido; ³ DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio; ⁴ SS = Sólidos Suspensos; ⁵ Clorofila a e feopigmentos são expressos em µg/l; ⁶ o residual de C. calcitrans e T. tetraathele é expresso em células x 10⁴/ml; ⁷ o residual de Artemia sp é expresso em náuplio/ml.

Pode-se comprovar o comportamento similar do pH e da concentração de OD, para a água e os efluentes, através da ANOVA que revelou não haver diferença significativa, para estas duas variáveis, entre a água e os dois efluentes (Tabelas 2 e 3, ANEXO 3). Já a análise de correlação para o pH e o OD, entre os efluentes de *F. paulensis* e *L. vannamei*, apontou correlação positiva ($P<0,05$) de 0,935 e 0,773, respectivamente (Tabela 1, ANEXO 4).

A salinidade manteve-se praticamente constante, tanto nos efluentes quanto na água, como reflete o seu baixo coeficiente de variação visto na Tabela 4. Já para a temperatura, apesar de apresentar um pequeno coeficiente de variação, há uma diferença em torno de 6°C entre os valores médios para os efluentes e a água, com uma diferença acima de 8°C entre os valores máximos do efluente e da água (Tabela 4), registrando-se diferença significativa entre os efluentes e a água (Tabela 1, em ANEXO 3), sendo o resultado do teste de separação de médias (DUNCAN, $P<0,05$) apresentado na Tabela 5.

TABELA 5 - Separação de médias (DUNCAN, $P<0,05$) da temperatura para a água e os efluentes de *F. paulensis* e *L. vannamei*.

Tratamento	Média	Grupos*
Água	20,925	a
<i>F. paulensis</i>	25,925	b
<i>L. vannamei</i>	27,593	c

* Médias seguidas de letras distintas são diferentes estatisticamente ao nível de 5 % de probabilidade.

5.1.2 Elementos maiores da água do mar

Os elementos maiores da água do mar apresentaram um baixo coeficiente de variação, tanto para os efluentes quanto para a água, sendo os valores médios ligeiramente maiores no efluente em relação a água (Tabela 4).

5.1.3 Compostos nitrogenados

A análise dos compostos nitrogenados por cromatografia iônica líquida sofreu forte interferência dos íons dissolvidos presentes na água do mar. A presença do sódio e do cloreto comprometeu totalmente a análise do amônio e do nitrito, respectivamente. No caso do nitrato

a interferência foi por parte do brometo e também do cloreto. A interferência destes íons pode ser minimizada com diluições, porém a leitura dos dados ficou comprometida mesmo com uma diluição mínima de 10 vezes, uma vez que os valores dos compostos nitrogenados seriam muito pequenos quando comparados aos dos íons interferentes. Assim sendo, não foi possível registrar os níveis de compostos nitrogenados presentes no efluente e na água, podendo-se, com a adição padrão de nitrato, apenas inferir que os níveis deste nutriente estariam abaixo de 4,4 mg/l.

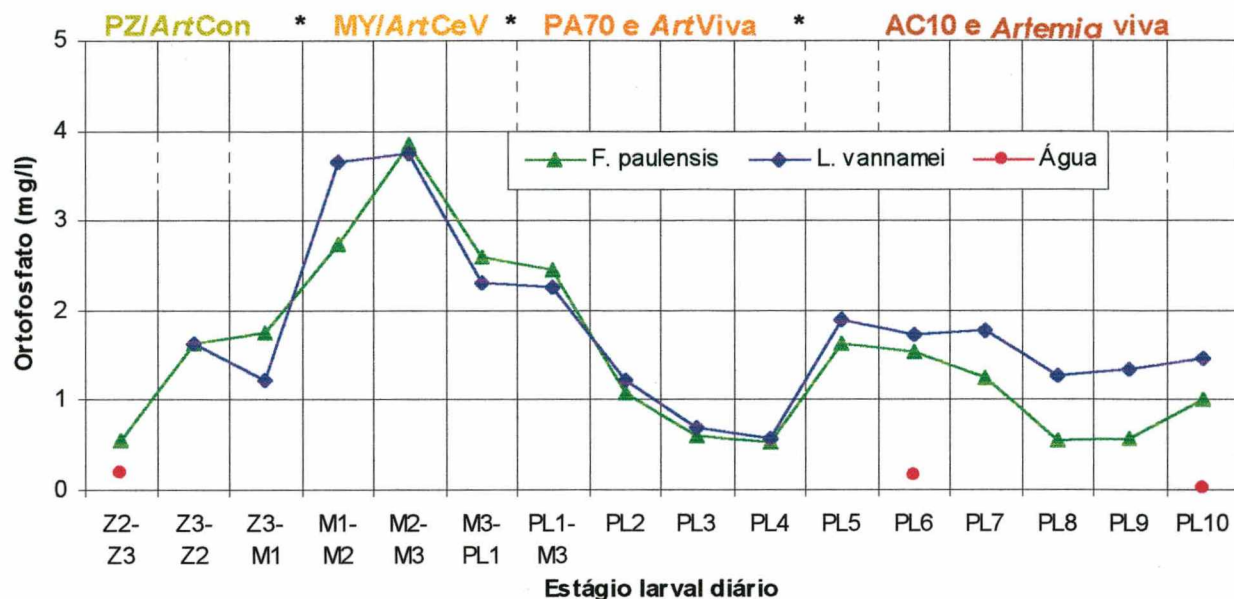
5.1.4 Ortofosfato dissolvido

A concentração média de ortofosfato dissolvido nos efluentes foi bem acima do registrado para a água de abastecimento, não havendo diferença significativa entre as médias dos efluentes (Tabela 4, ANEXO 3), verificando-se ainda um elevado coeficiente de variação, tanto nos efluentes quanto na água, de acordo com os dados da Tabela 4. O comportamento desta variável foi bastante semelhante nos dois efluentes analisados, sendo que a análise de correlação entre os efluentes de *F. paulensis* e *L. vannamei* demonstrou haver uma correlação positiva ($P < 0,05$) de 0,928. Na Figura 6a podemos observar a variação deste nutriente ao longo do cultivo para a água e os efluentes, quando as maiores concentrações nos efluentes apresentaram-se entre as fases de M_1 - M_2 a PL_1 - M_3 , destacando ainda que a maioria dos dados obtidos estavam acima de 1 mg/l. Já a análise de regressão (Figuras 6b e 6c) explica as variações apresentadas ao longo dos dias pelos efluentes de *F. paulensis* e *L. vannamei*, com R^2 ajustado de 0,7639 e 0,6455, respectivamente, sendo definidas pelas seguintes equações:

$$Y (F. paulensis) = 0,0001x^6 - 0,0050x^5 + 0,0979x^4 - 0,9055x^3 + 3,88745x^2 - 6,3706x + 4,0323$$

$$Y (L. vannamei) = 0,0001x^6 - 0,0071x^5 + 0,1272x^4 - 1,0607x^3 + 4,0494x^2 - 5,9078x + 4,2287$$

a



F. paulensis

L. vannamei

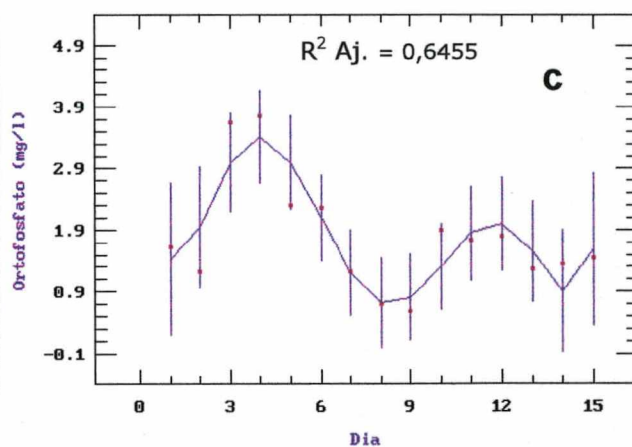
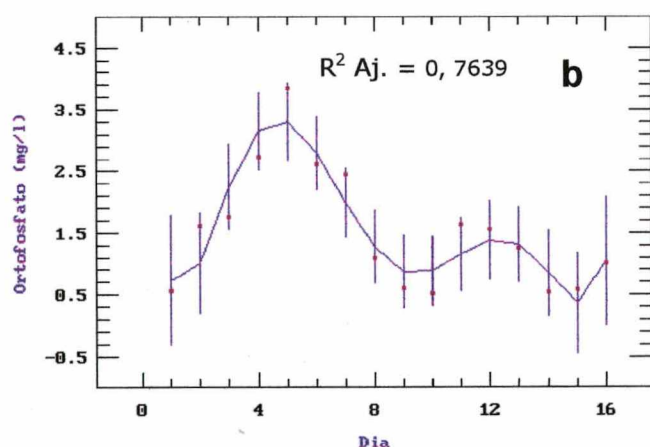


FIGURA 6 - Concentração de Ortófosfato Dissolvido (mg/l) nos efluentes gerados durante o ciclo de larvicultura e na água (a). Análise de regressão para Ortófosfato Dissolvido nos efluentes de *F. paulensis* (b) e *L. vannamei* (c).

Legenda: Em "a" Z2 e Z3 = Protozoa 2 e Protozoa 3, respectivamente; M1, M2 e M3 = Misis 1, Misis 2 e Misis 3, respectivamente; PL1 a PL10 = Pós-larva 1 a Pós-larva 10.

PZ = Ração microencapsulada Microfeast® PZ-20; ArtCon = Náuplios de *Artemia* sp congelados; MY = Ração microencapsulada Microfeast® MY-100; ArtCeV = Náuplios de *Artemia* sp congelados e vivos; PA70 = Ração microencapsulada Micro Mac 70 da Aquafauna, Bio-Marine, Inc.; ArtViva = Náuplios de *Artemia* sp vivos; AC10 = Ração microparticulada Acclimac 10, da Aquafauna, Bio-Marine, Inc.; Artemia viva = Náuplios de *Artemia* sp vivos.

5.1.5 Carbono orgânico dissolvido (COD)

Conforme dados da Tabela 4, o coeficiente de variação para COD observado na água foi inferior àqueles observados nos efluentes, não havendo diferença significativa entre as médias observadas para os efluentes (Tabela 5 em ANEXO 3). As concentrações semelhantes de COD nos efluentes (Figura 7a) foi confirmada por uma correlação positiva ($P < 0,05$) de 0,687 entre os efluentes de *F. paulensis* e *L. vannamei*. Constatou-se também correlação positiva ($P < 0,05$) para o COD no efluente de *F. paulensis* em relação à DBO (0,612) e no efluente de *L. vannamei* em relação ao ortofosfato dissolvido (0,689) e à clorofila *a* (0,553). A análise de regressão (Figuras 7b e 7c) explica o comportamento do COD, para os efluentes analisados, pelas seguintes equações:

$$Y_{(F. paulensis)} = -0,0027x^4 + 0,0984x^3 - 1,1795x^2 + 5,0772x - 1,8371$$

$$Y_{(L. vannamei)} = -0,0033x^4 + 0,1131x^3 - 1,2626x^2 + 4,9283x - 0,0402$$

5.1.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

A DBO₅ foi praticamente nula na água de abastecimento, apresentando elevados coeficientes de variação tanto para a água quanto para o efluente (Tabela 4 e Figura 8a), não havendo diferença significativa entre as médias observadas para os efluentes, (Tabela 6 em ANEXO 3). Já a correlação ($P < 0,05$) para a DBO, entre os efluentes de *F. paulensis* e *L. vannamei*, foi de 0,672. No período em que foram fornecidos náuplios de *Artemia* vivos também foi registrada correlação positiva ($P < 0,05$) de 0,708 entre DBO e residual de náuplios de *Artemia* no efluente de *L. vannamei*, registrando-se ainda correlação entre DBO e COD para o efluente *F. paulensis* (Tabelas 1, 2 e 7, ANEXO 4). Nas Figuras 8b e 8c são apresentadas as respectivas regressões para os efluentes de *F. paulensis* e *L. vannamei*, explicadas pelas seguintes equações:

$$Y_{(F. paulensis)} = -0,0075x^4 + 0,2519x^3 - 2,6291x^2 + 9,2969x - 4,4659$$

$$Y_{(L. vannamei)} = 0,0391x^3 - 0,6694x^2 + 2,9206x + 0,8470$$

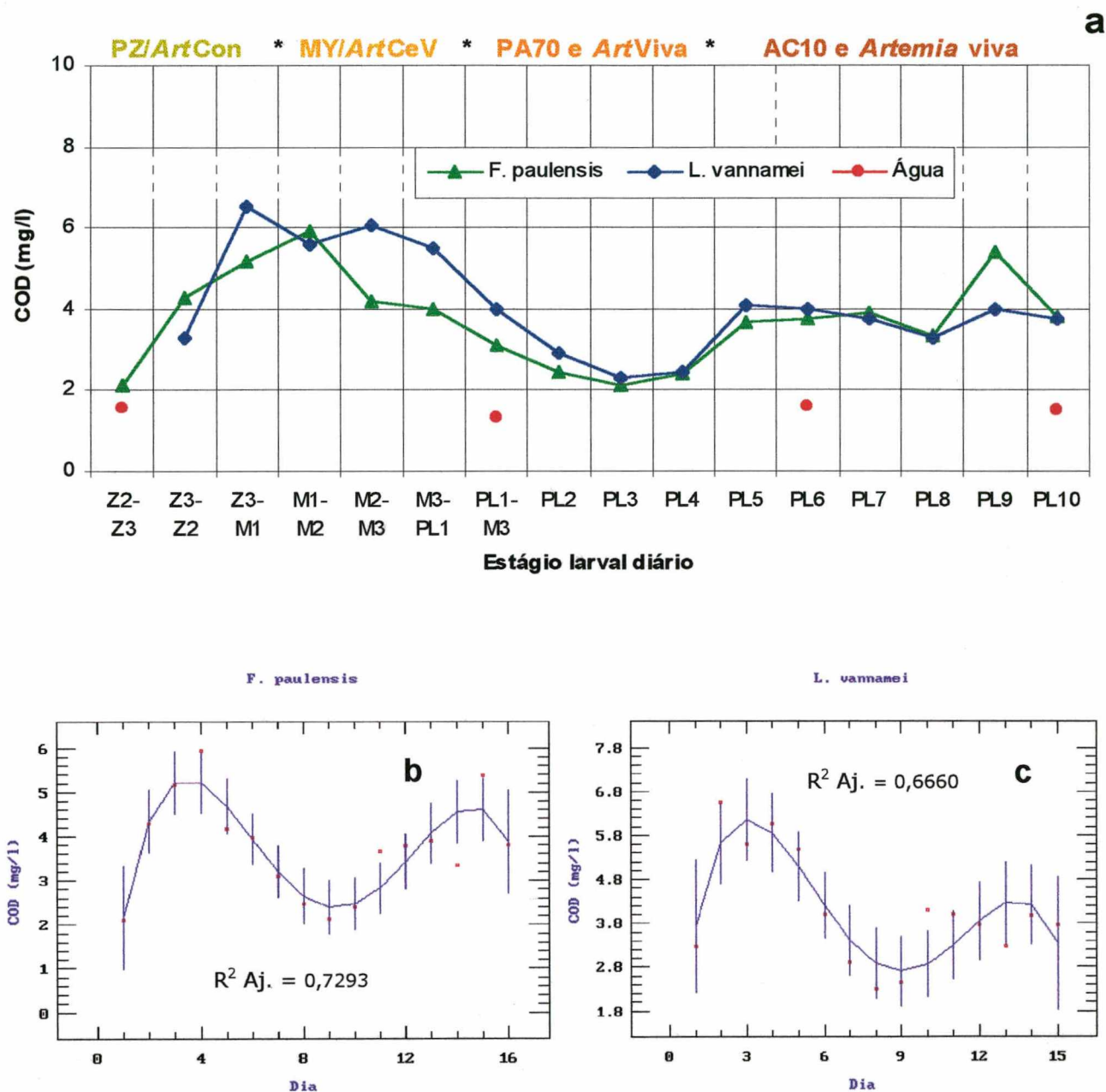


FIGURA 7 - Concentração de Carbono Orgânico Dissolvido (COD), em mg/l, nos efluentes gerados durante o ciclo de larvicultura e na água (a). Análise de regressão para COD nos efluentes de *F. paulensis* (b) e *L. vannamei* (c).

Legenda: Em "a" **Z2 e Z3** = Protozoa 2 e Protozoa 3, respectivamente; **M1, M2 e M3** = Misis 1, Misis 2 e Misis 3, respectivamente; **PL1 a PL10** = Pós-larva 1 a Pós-larva 10.

PZ = Ração microencapsulada Microfeast® PZ-20; **ArtCon** = Náuplios de *Artemia* sp congelados; **MY** = Ração microencapsulada Microfeast® MY-100; **ArtCeV** = Náuplios de *Artemia* sp congelados e vivos; **PA70** = Ração microencapsulada Micro Mac 70 da Aquafauna, Bio-Marine, Inc.; **ArtViva** = Náuplios de *Artemia* sp vivos; **AC10** = Ração microparticulada Acclimac 10, da Aquafauna, Bio-Marine, Inc.; **Artemia viva** = Náuplios de *Artemia* sp vivos.

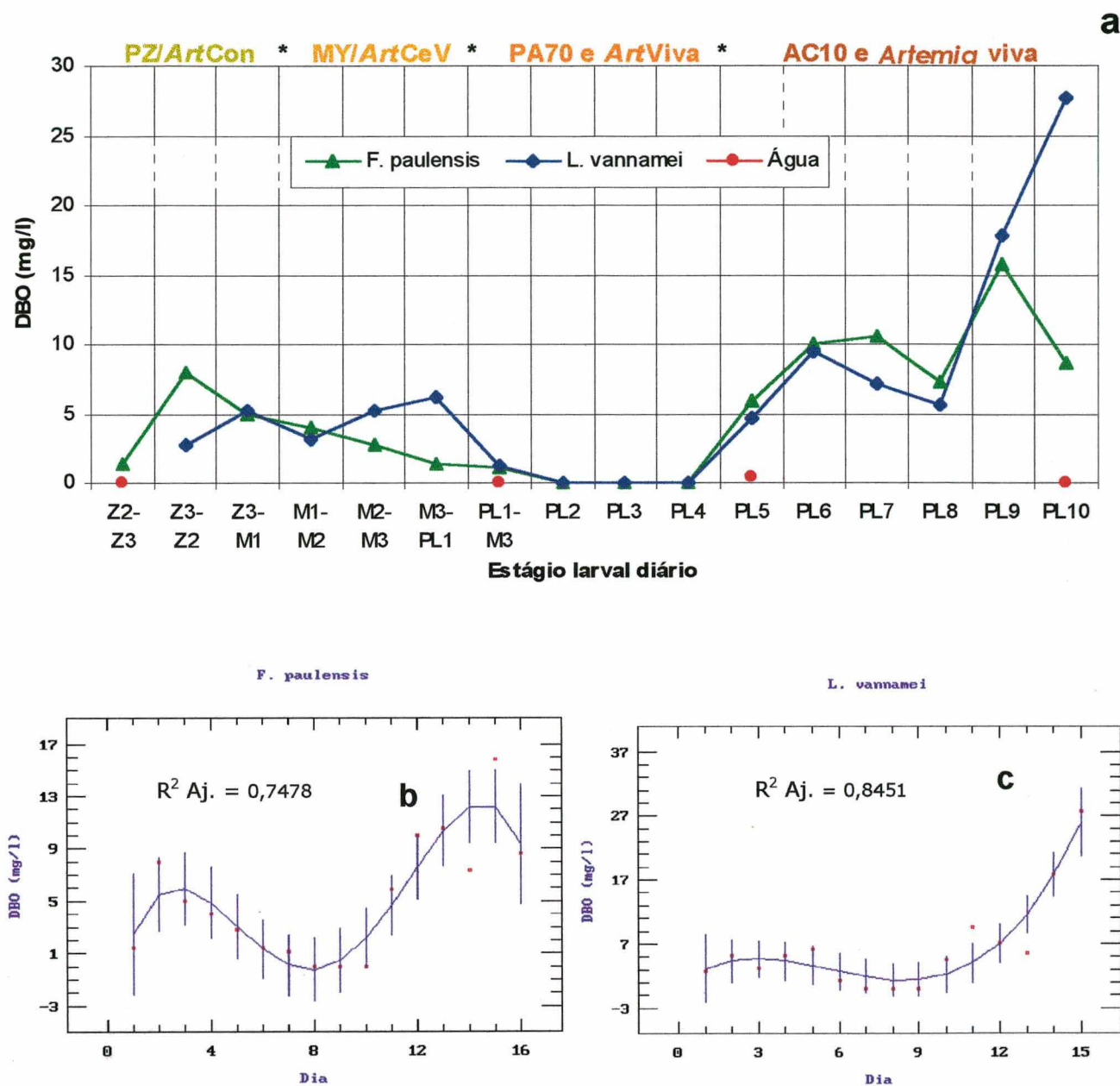


FIGURA 8 - Concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em mg/l nos efluentes gerados durante o ciclo de larvicultura e na água (a). Análise de regressão para DBO nos efluentes de *F. paulensis* (b) e *L. vannamei* (c).

Legenda: Em "a" **Z2 e Z3** = Protozoa 2 e Protozoa 3, respectivamente; **M1, M2 e M3** = Misis 1, Misis 2 e Misis 3, respectivamente; **PL1 a PL10** = Pós-larva 1 a Pós-larva 10.

PZ = Ração microencapsulada Microfeast® PZ-20; **ArtCon** = Náuplios de *Artemia* sp congelados; **MY** = Ração microencapsulada Microfeast® MY-100; **ArtCeV** = Náuplios de *Artemia* sp congelados e vivos; **PA70** = Ração microencapsulada Micro Mac 70 da Aquafauna, Bio-Marine, Inc.; **ArtViva** = Náuplios de *Artemia* sp vivos; **AC10** = Ração microparticulada Acclimac 10, da Aquafauna, Bio-Marine, Inc.; **Artemia viva** = Náuplios de *Artemia* sp vivos.

5.1.7 Sólidos Suspensos (SS)

A concentração de sólidos suspensos flutuou muito, apresentando alto coeficiente de variação, sendo 74,81% na água e acima de 100% nos efluentes (Figura 9a e Tabela 4). Não foi constatada diferença significativa entre as médias registradas nos efluentes, porém não há correlação significativa ($P < 0,05$) para SS entre os dois efluentes analisados. Já no período em que foram administrados náuplios de *Artemia* vivos foi registrada uma correlação positiva ($P < 0,05$) de 0,716 entre SS e residual de náuplios de *Artemia* no efluente de *L. vannamei* (Tabelas 1 e 7, ANEXO 4). Quanto às análises de regressão observadas nas Figuras 9b e 9c, estas são explicadas pelas equações abaixo:

$$Y (F. paulensis) = 0,0140x^5 - 0,5248x^4 + 6,8336x^3 - 36,5151x^2 + 78,7514x - 44,1888$$

$$Y (L. vannamei) = 0,1884x^4 - 5,4004x^3 + 48,8511x^2 - 144,3890x + 121,8336$$

5.1.8 Clorofila *a* e Feopigmentos

Não foi registrada a presença de feopigmentos na água de abastecimento, porém no efluente sua concentração atingiu o máximo de 8,9 µg/l, observando-se um enorme coeficiente de variação. Já para a clorofila *a* o máximo foi de 0,09 µg/l na água, chegando a 211,01 µg/l no efluente de *L. vannamei*, com um elevado coeficiente de variação (Tabela 4). Não houve diferença significativa entre as médias de clorofila *a* registradas nos dois efluentes. Por outro lado, há diferença significativa ($P < 0,05$) entre as médias de feopigmentos registradas nos efluentes (Tabelas 8 e 9 em ANEXO 3).

Na Figura 10a visualiza-se que a concentração de clorofila *a* foi mais elevada no início do ciclo, verificando-se correlação positiva ($P < 0,05$) para a clorofila *a* entre os efluentes de *F. paulensis* e *L. vannamei* (0,631), porém não verificou-se correlação significativa para feopigmentos entre os dois efluentes. Correlação positiva ($P < 0,05$) foi registrada entre a concentração de clorofila *a* e o residual de *Chaetoceros calcitrans*, tanto no efluente de *F. paulensis* (0,9224) quanto de *L. vannamei* (0,8509), bem como da clorofila *a* com OD e COD no efluente de *L. vannamei*. Já no período em que foi administrada *Tetraselmis tetrahele* não foi observada correlação entre o residual desta espécie de alga com a clorofila *a* e os feopigmentos (Tabelas 1 a 5, ANEXO 4). Nas Figuras 10b, 10c e 10d observa-se as regressões para clorofila *a* e feopigmentos, sendo que a ausência de feopigmentos, durante quase todo o

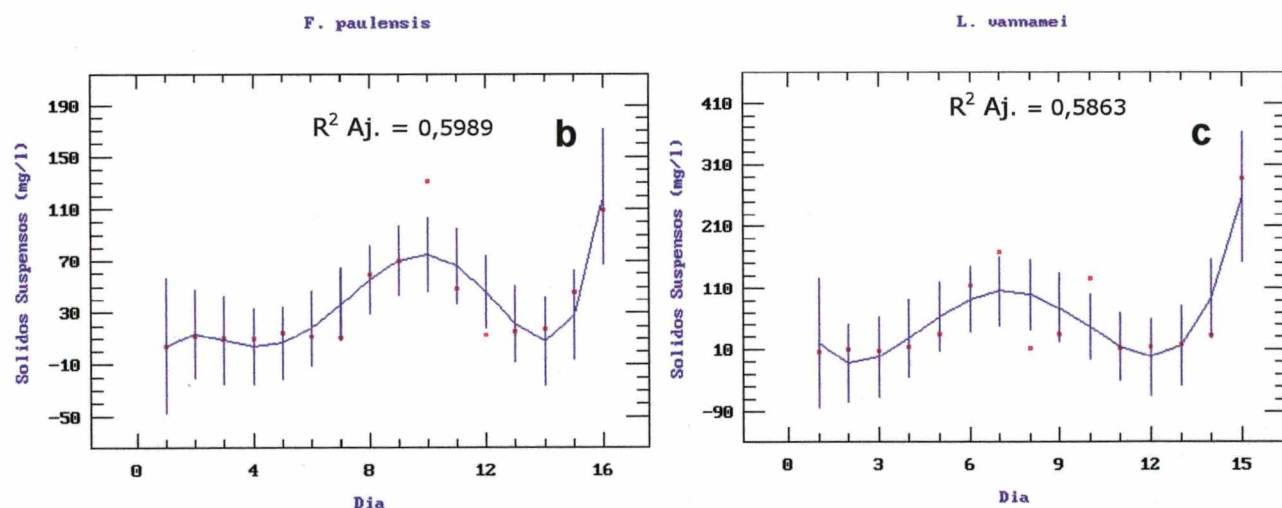
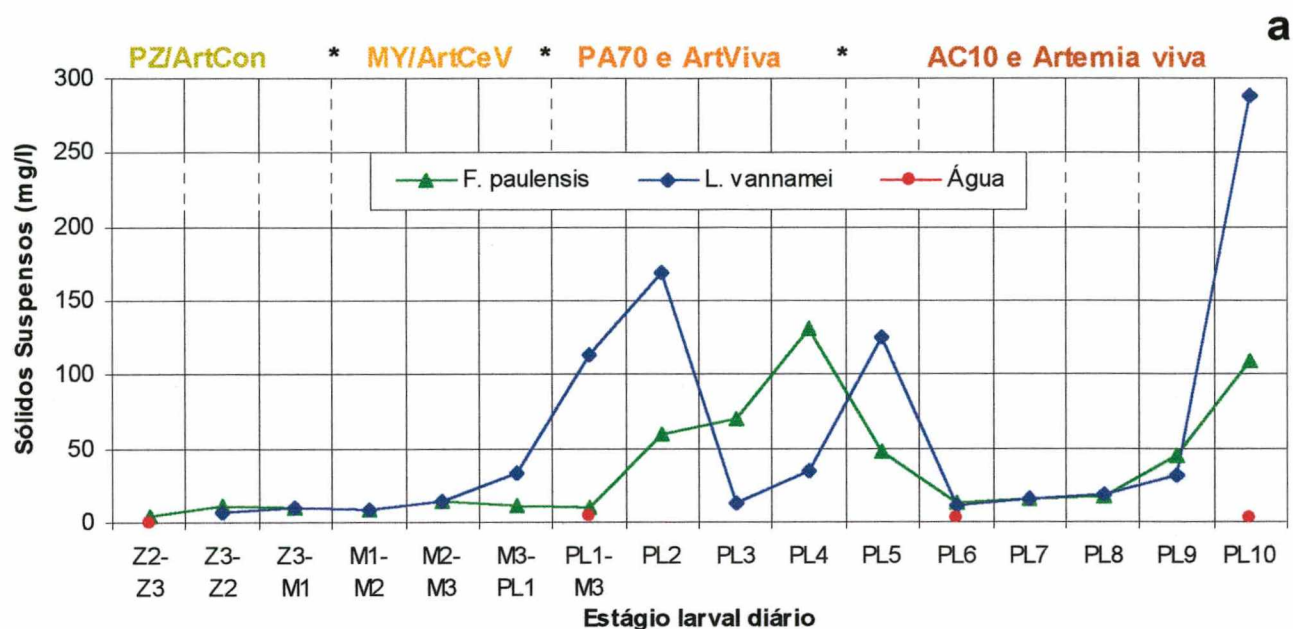


FIGURA 9 - Concentração de Sólidos Suspensos (SS) em mg/l nos efluentes gerados durante o ciclo de larvicultura e na água (a). Análise de regressão para SS nos efluentes de *F. paulensis* (b) e *L. vannamei* (c).

Legenda: Em "a" **Z2 e Z3** = Protozoa 2 e Protozoa 3, respectivamente; **M1, M2 e M3** = Misis 1, Misis 2 e Misis 3, respectivamente; **PL1 a PL10** = Pós-larva 1 a Pós-larva 10.

PZ = Ração microencapsulada Microfeast® PZ-20; **ArtCon** = Náuplios de *Artemia* sp congelados; **MY** = Ração microencapsulada Microfeast® MY-100; **ArtCeV** = Náuplios de *Artemia* sp congelados e vivos; **PA70** = Ração microencapsulada Micro Mac 70 da Aquafauna, Bio-Marine, Inc.; **ArtViva** = Náuplios de *Artemia* sp vivos; **AC10** = Ração microparticulada Acclimac 10, da Aquafauna, Bio-Marine, Inc.; **Artemia viva** = Náuplios de *Artemia* sp vivos.

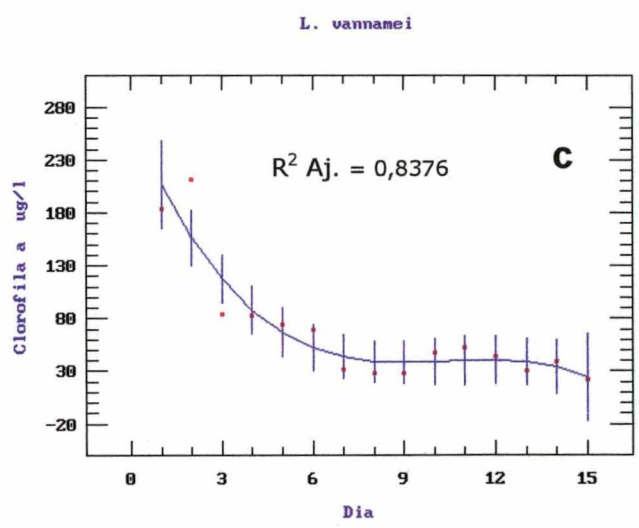
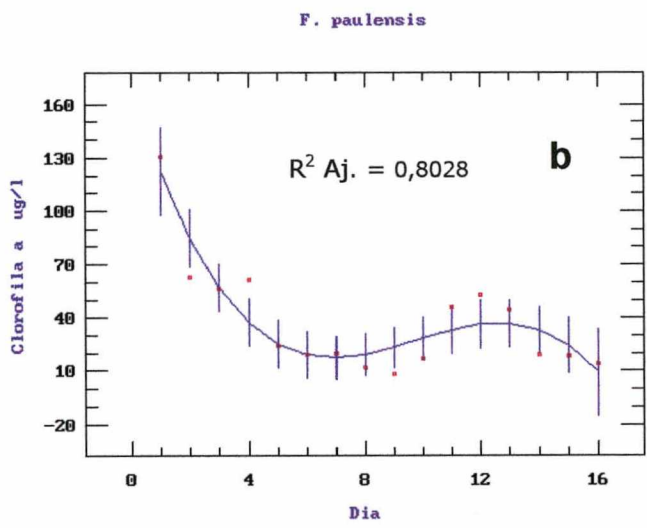
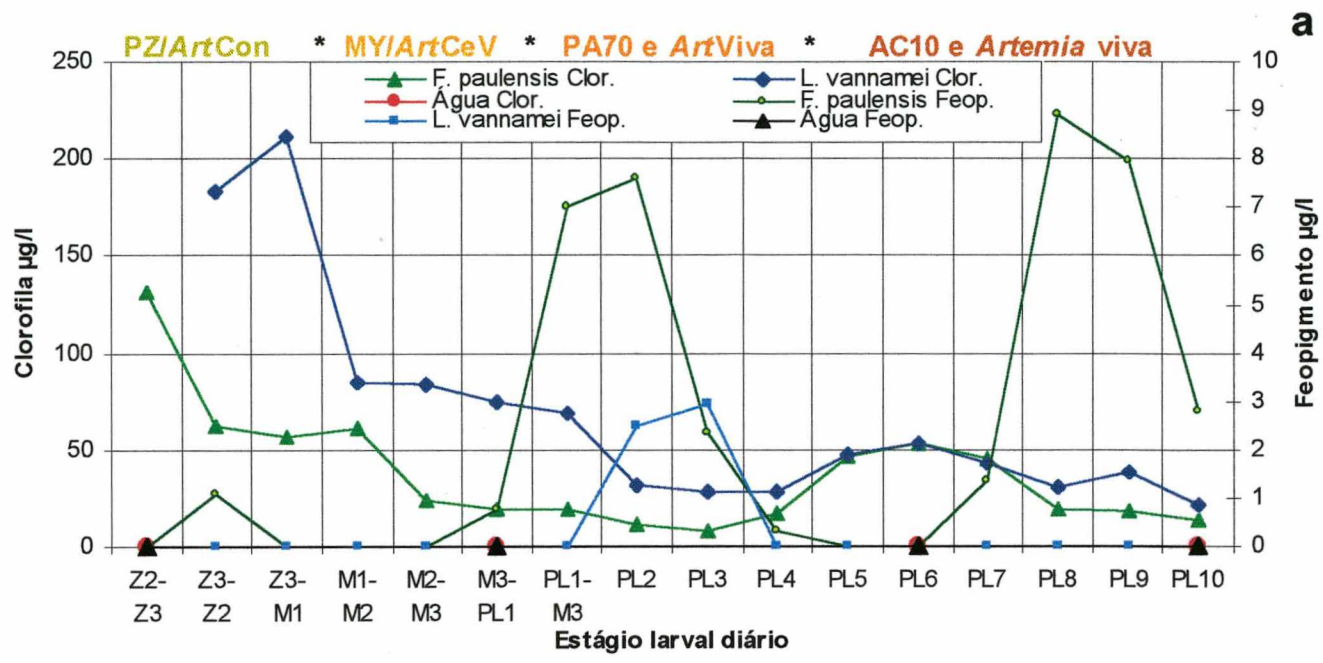
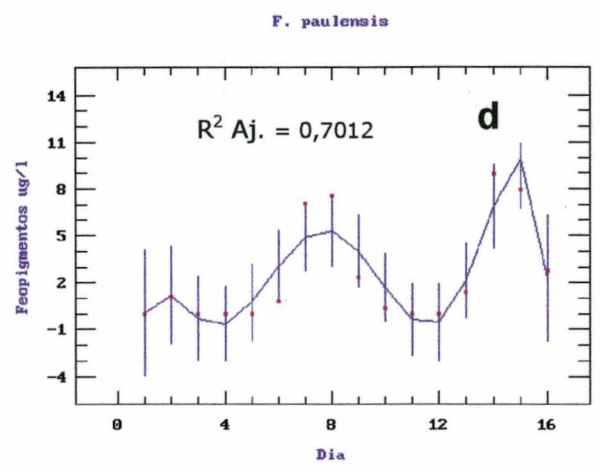


FIGURA 10 - Concentração de Clorofila a e Feopigmentos (µg/l) nos efluentes gerados durante o ciclo de larvicultura e na água (a). Análise de regressão para Clorofila a nos efluentes de *F. paulensis* (b) e *L. vannamei* (c) e para Feopigmentos no efluente de *F. paulensis*(d).

Legenda: Em "a" Z2 e Z3 = Protozoa 2 e Protozoa 3, respectivamente; M1, M2 e M3 = Misis 1, Misis 2 e Misis 3, respectivamente; PL1 a PL10 = Pós-larva 1 a Pós-larva 10.
PZ, MY, ArtCeV, ArtViva, AC10 e Artemia viva idem Figura 7.



ciclo de larvicultura de *L. vannamei*, inviabilizou a explicação desta variável através da análise de regressão. As equações abaixo referem-se as citadas análises de regressão.

$$Y \text{ (Clorofila } a \text{ - } F. \text{ paulensis)} = -0,2070x^3 + 6,0766x^2 - 54,3123x + 170,7165$$

$$Y \text{ (Clorofila } a \text{ - } L. \text{ vannamei)} = -0,2157x^3 + 6,7299x^2 - 68,7111x + 269,0426$$

$$Y \text{ (Feopigmentos - } F. \text{ paulensis)} = -0,0004x^6 + 0,0208x^5 - 0,3735x^4 + 3,1368x^3 - 12,4968x^2 + 21,6215x - 11,8578$$

5.1.9 Residual de Fitoplâncton

O residual de fitoplâncton flutuou ao longo do ciclo de larvicultura, registrando-se os maiores valores para *Chaetoceros calcitrans* nos quatro primeiro dias (Z_2 - Z_3 a M_1 - M_2), enquanto os valores mais elevados de *Tetraselmis tetrathele* foram encontrados entre as fases de PL_2 a PL_7 (Figura 11a). Conforme dados da Tabela 4, o coeficiente de variação foi grande para as duas espécies de fitoplâncton, porém maiores para *C. calcitrans*. O coeficiente de correlação ($P < 0,05$) entre os residuais de *C. calcitrans* registrados nos dois efluentes foi de 0,737. Diferença significativa não foi verificada entre os residuais de *C. calcitrans* nos efluentes (Tabela 10, ANEXO 3). Quanto aos residuais de *T. tetrathele* e as demais variáveis, não foi registrada correlação significativa nos dois efluentes, havendo no entanto diferença significativa ($P < 0,05$) entre as médias destes residuais para os dois efluentes (Tabelas 4 e 5 em ANEXO 4 e Tabela 11 em ANEXO 3). Cabe lembrar ainda a significativa correlação existente entre a concentração de clorofila *a* e o residual de *C. calcitrans*, tanto para *F. paulensis* quanto para *L. vannamei*, já abordada anteriormente no item 5.1.8. As análises de regressão observadas nas Figuras 11b, 11c e 11d são explicadas pelas equações abaixo, sendo inviável a análise de regressão para *T. tetrathele* para o efluente de *F. paulensis* em função da grande variação diária.

$$Y \text{ (} Chaetoceros \text{ sp - } F. \text{ paulensis)} = -0,0118x^3 + 0,3759x^2 - 3,7700x + 12,6437$$

$$Y \text{ (} Chaetoceros \text{ sp - } L. \text{ vannamei)} = 0,1696x^2 - 3,5755x + 18,9368$$

$$Y \text{ (} Tetraselmis \text{ sp - } L. \text{ vannamei)} = -0,0570x^2 + 0,6785x - 0,5127$$

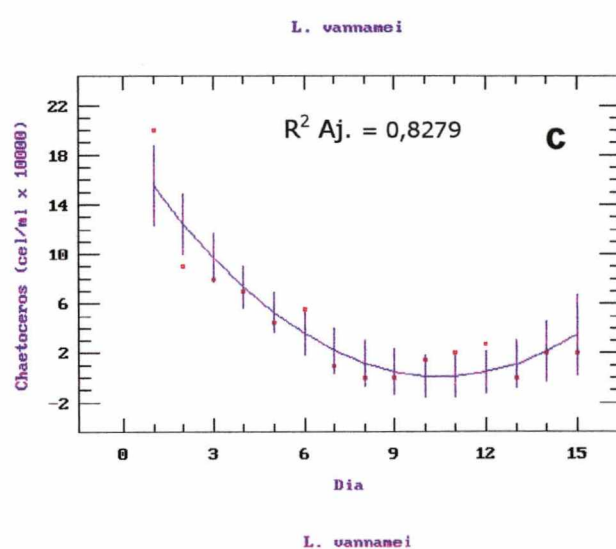
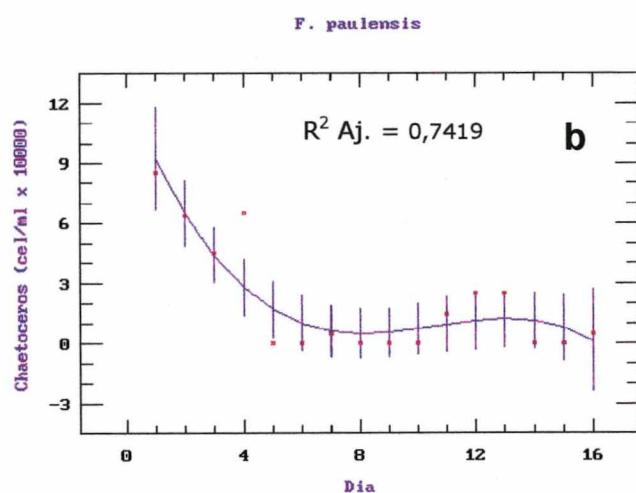
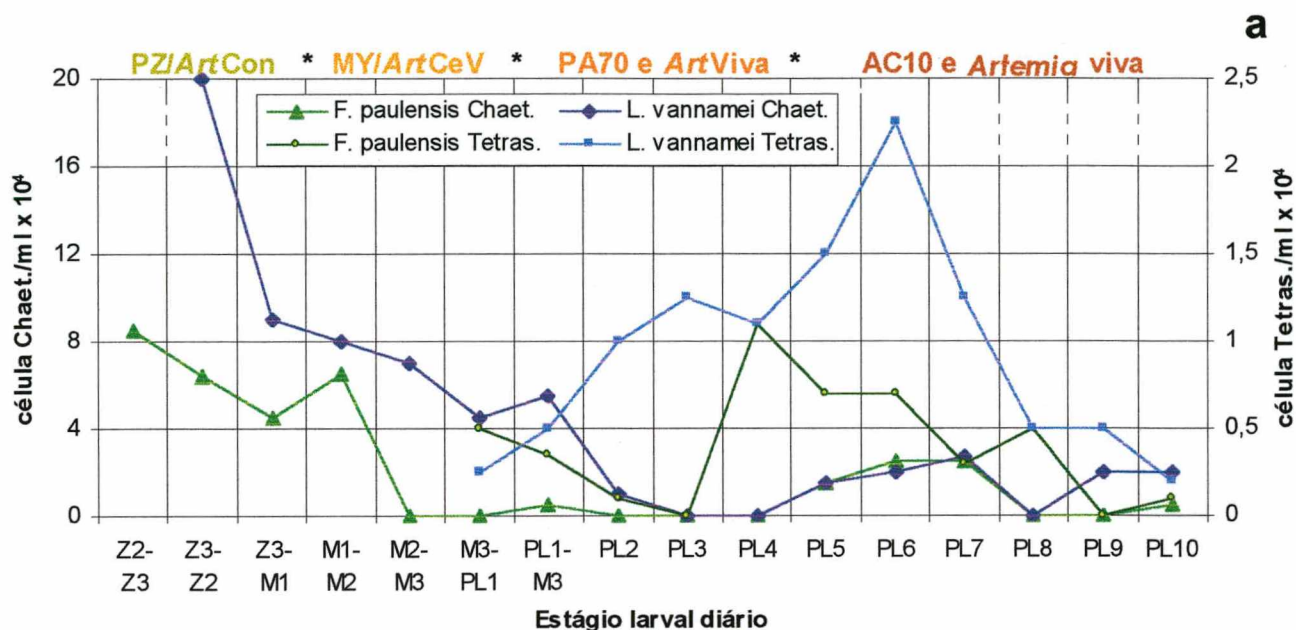
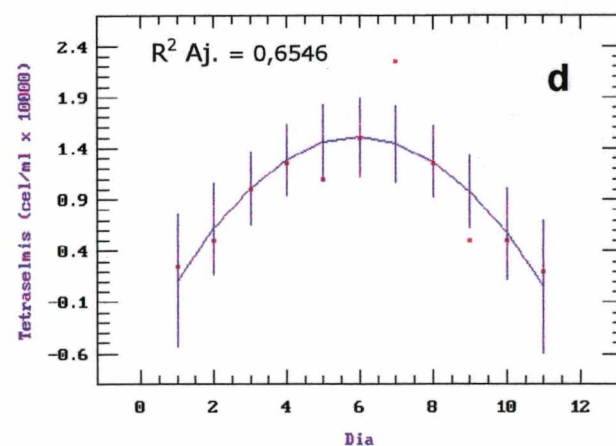


FIGURA 11 - Residual de *Chaetoceros calcitrans* e *Tetraselmis tetrathele* (célula/ml) nos efluentes gerados durante o ciclo de larvicultura (a). Análise de regressão para *C. calcitrans* nos efluentes de *F. paulensis* (b) e *L. vannamei* (c) e para *T. tetrathele* no efluente de *L. vannamei* (d).

Legenda: Em "a" Z2 e Z3 = Protozoa 2 e Protozoa 3, respectivamente; M1, M2 e M3 = Misis 1, Misis 2 e Misis 3, respectivamente; PL1 a PL10 = Pós-larva 1 a Pós-larva 10.

PZ, MY, ArtCeV, ArtViva, AC10 e Artemia viva idem Figura 7.



5.1.10 Residual de náuplios de *Artemia* sp

O residual de náuplios de *Artemia* sp foi registrado ao longo de todo o período em os náuplios foram fornecido para as larvas, encontrando-se os valores mais altos no final do ciclo de larvicultura (Figura 12a). O coeficiente de variação foi elevado (Tabela 4), não havendo diferença significativa entre as médias registradas para os dois efluentes analisados (Tabela 12, ANEXO 3). Por outro lado, registrou-se correlação positiva significativa ($P < 0,05$) entre residual de náuplios de *Artemia* com DBO e SS, no efluente de *L. vannamei*, conforme já abordado anteriormente nos itens 5.1.6 e 5.17, respectivamente. Para explicar a análise de regressão das Figuras 12b e 12c, têm-se as seguintes equações:

$$Y (F. paulensis) = 0,0355x^2 - 0,2595x + 0,5101$$

$$Y (L. vannamei) = 0,0534x^2 - 0,5096x + 1,1217$$

5.1.11 Análise de Componentes Principais (ACP)

Os efluentes de *F. paulensis* e *L. vannamei*, coletados no decorrer dos dias, foram ordenados segundo as variáveis temperatura, pH, sólidos suspensos (SS), ortofosfato ($P-PO_4^{3-}$), OD, DBO, COD, Clorofila *a* e Residual de *Chaetoceros calcitrans*. Na sequência têm-se os resultados para os dois efluentes analisados. Foram consideradas as variáveis que tiveram correlações com os componentes principais maior que 0,60 em valor absoluto (Tabela 1, ANEXO 5).

- ACP para o efluente de *F. paulensis*

Na Figura 13, é apresentado o resultado da análise, observando-se, na abscissa (eixo X), o primeiro componente principal (CP1), que resumiu 28,3% da variância dos dados e, na ordenada (eixo Y), o segundo componente principal (CP2), que resumiu 22,4% da variância. As setas na Figura 11 indicam o sentido dos maiores valores para as variáveis citadas, enquanto os pontos no interior do gráfico referem-se aos dias amostrados. Na Figura 13, os pontos com menores valores de CP1 foram caracterizados, principalmente, por possuírem maiores concentrações de *C. calcitrans* e/ou clorofila *a*, enquanto os pontos com menores valores de CP2 caracterizaram-se, principalmente, por possuírem maior DBO e/ou COD. Já os pontos com

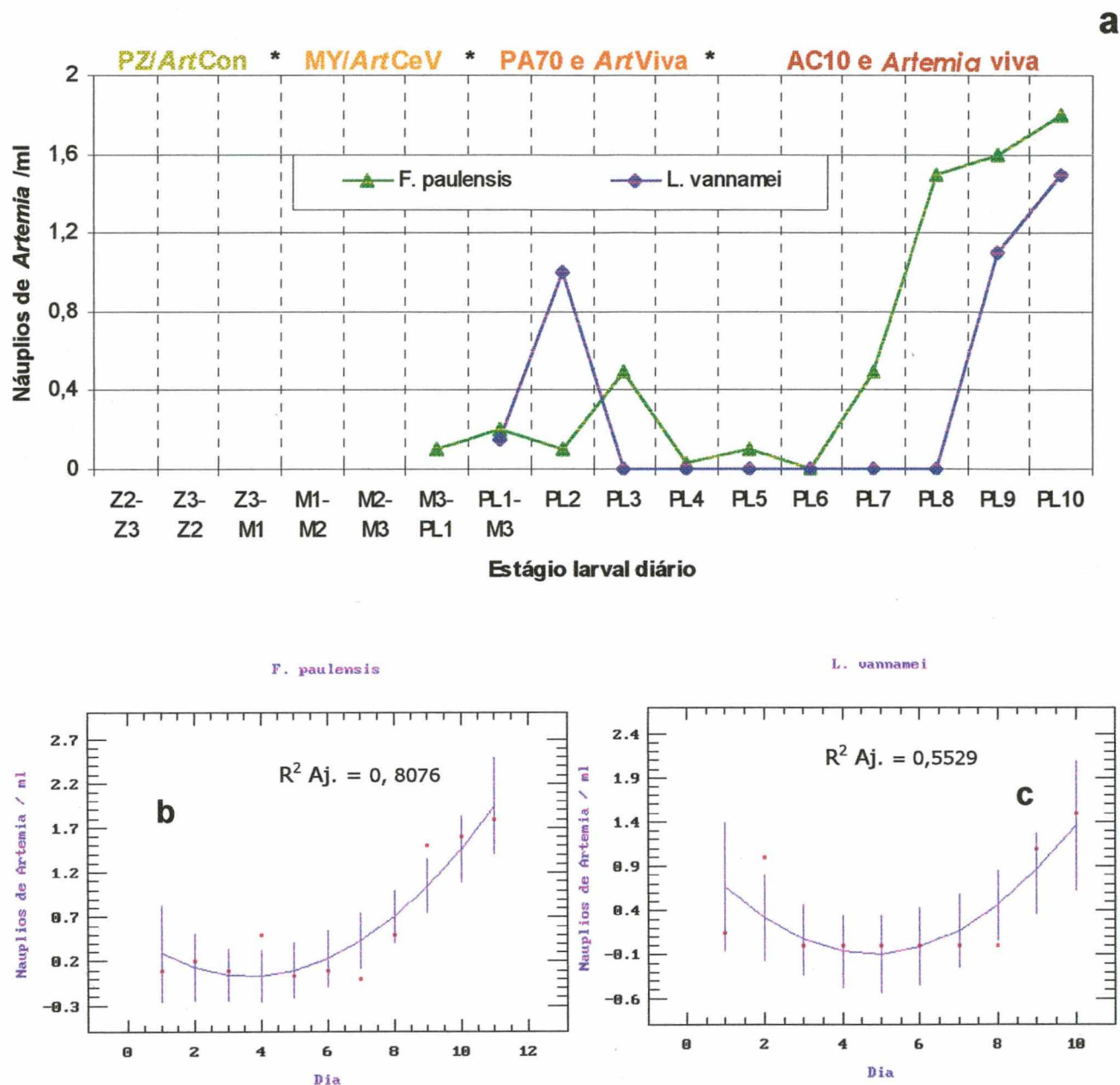


FIGURA 12 - Residual de náuplios de *Artemia* sp (náuplios/ml) nos efluentes gerados durante o ciclo de larvicultura (a). Análise de regressão para *Artemia* sp nos efluentes de *F. paulensis* (b) e *L. vannamei* (c).

Legenda: Em "a" **Z2 e Z3** = Protozoa 2 e Protozoa 3, respectivamente; **M1, M2 e M3** = Misis 1, Misis 2 e Misis 3, respectivamente; **PL1 a PL10** = Pós-larva 1 a Pós-larva 10.

PZ = Ração microencapsulada Microfeast® PZ-20; **ArtCon** = Náuplios de *Artemia* sp congelados; **MY** = Ração microencapsulada Microfeast® MY-100; **ArtCeV** = Náuplios de *Artemia* sp congelados e vivos; **PA70** = Ração microencapsulada Micro Mac 70 da Aquafauna, Bio-Marine, Inc.; **ArtViva** = Náuplios de *Artemia* sp vivos; **AC10** = Ração microparticulada Acclimac 10, da Aquafauna, Bio-Marine, Inc.; **Artemia viva** = Náuplios de *Artemia* sp vivos.

maiores valores de CP1 caracterizaram-se por apresentarem maiores concentrações de sólidos e os pontos com maiores valores de CP2 por apresentarem maior pH. Nota-se que não houve um padrão definido para *C. calcitrans*, clorofila a e sólidos suspensos, apresentando bastante variação entre os dias, provavelmente, em função da grande variação do Residual de *C. calcitrans* no efluente. Por outro lado, o pH tendeu a ser maior nos 10 primeiros dias, voltando a subir no décimo sexto dia. O dia 3 foi suprimido da análise porque faltava o dado de pH, que não foi registrado por problemas técnicos.

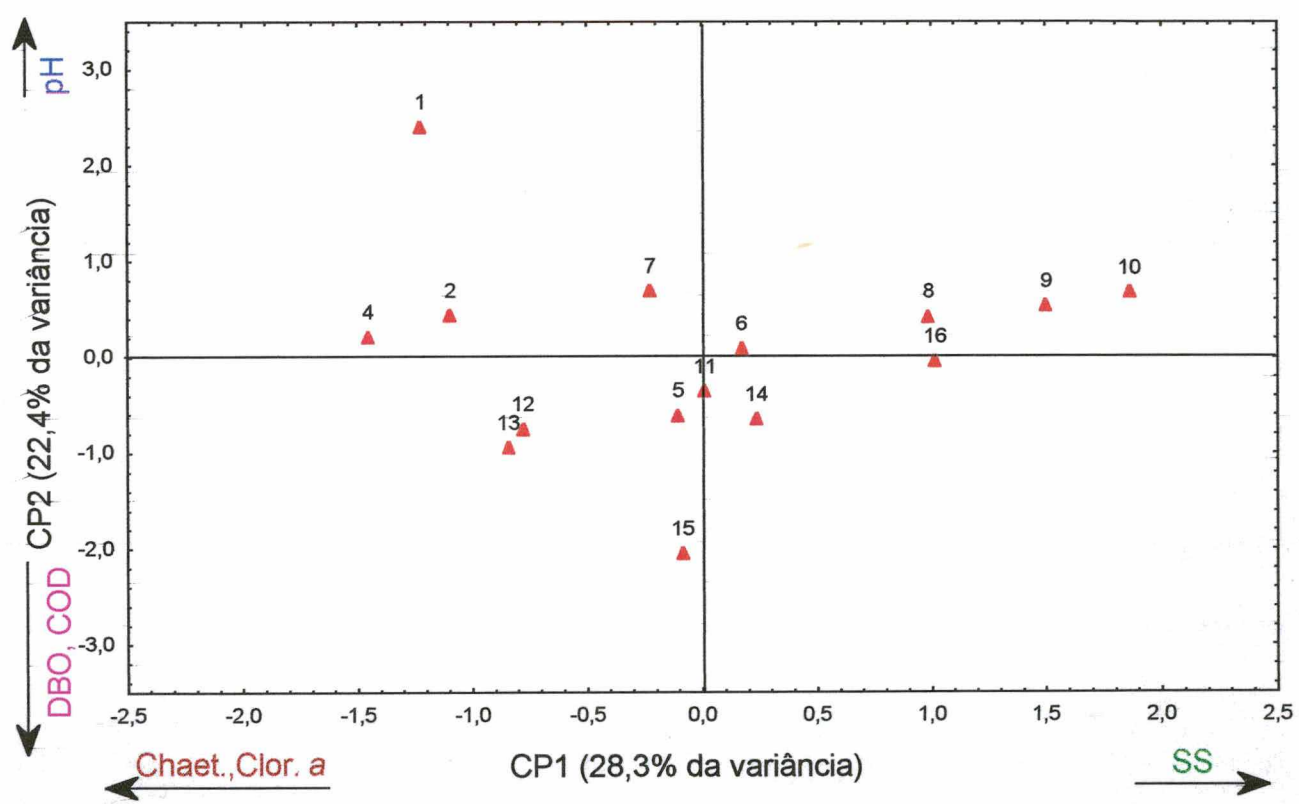


FIGURA 13 - Análise de Componentes Principais para o efluente de *F. paulensis*.

- ACP para o efluente de *L. vannamei*

O resultado da análise é apresentado na Figura 14, onde observa-se, na abscissa (eixo X), o primeiro componente principal (CP1), que resumiu 35,3% da variância dos dados e, na ordenada (eixo Y), o segundo componente principal (CP2), que resumiu 18,3% da variância. Os pontos com menores valores de CP1 foram caracterizados, principalmente, por possuírem maiores valores de *Chaetoceros calcitrans*, clorofila a, OD e/ou COD. Já os pontos com menores valores de CP2 foram caracterizados, principalmente, por possuírem maior

temperatura e/ou pH, como indicam as setas na Figura 14. Nota-se que os primeiros dias, de 1 a 6, possuíram valores de CP1 menores que 0,0 e os dias de 7 a 15 valores de CP1 maiores que 0,0, indicando que conforme os dias foram passando houve uma tendência de diminuição das concentrações de *C. calcitrans*, clorofila *a*, OD e/ou COD no efluente.

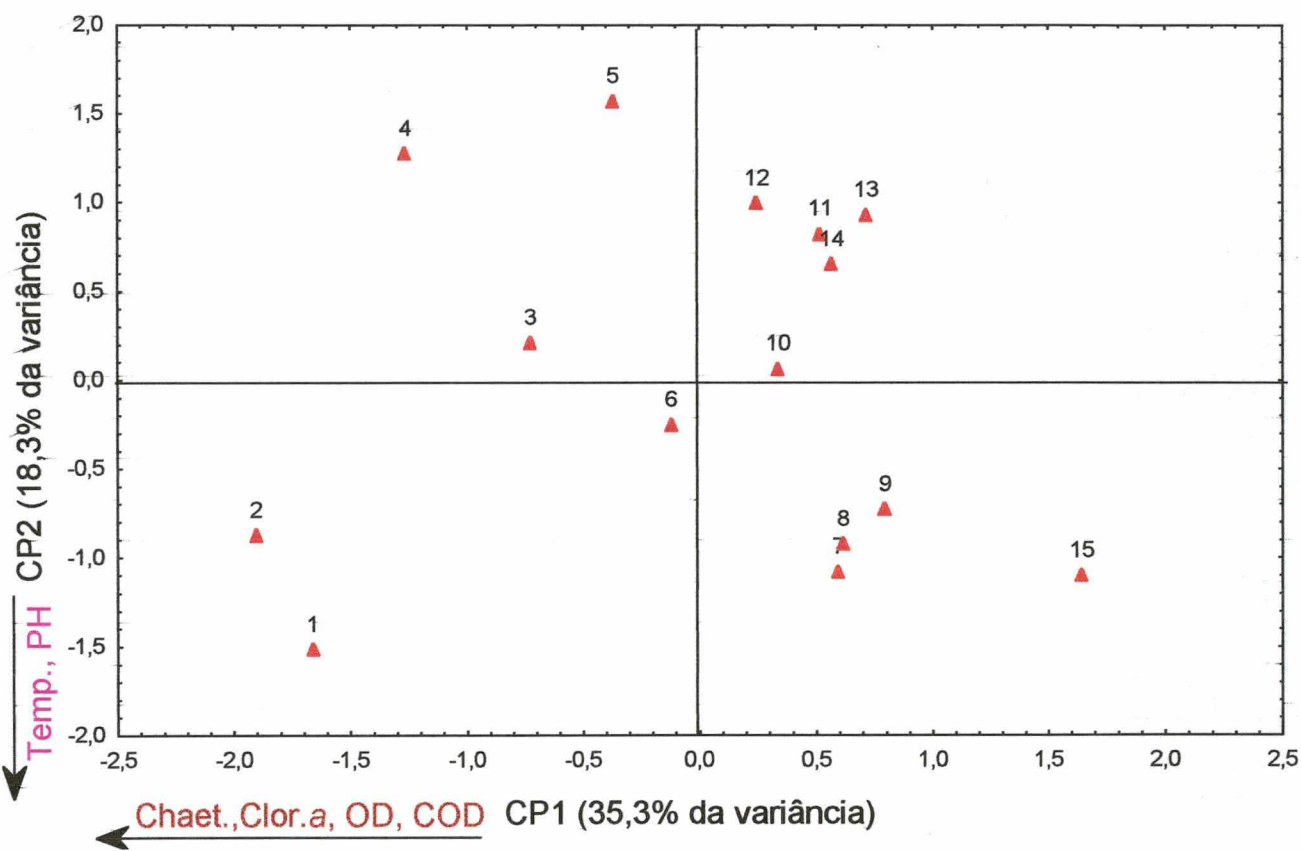


FIGURA 14 - Análise de Componentes Principais para o efluente de *L. vannamei*.

5.2 TRATAMENTO DO EFLUENTE

5.2.1 Aspectos gerais observados visualmente nas lagoas de tratamento

A fim de permitir uma melhor compreensão do dinâmico processo ocorrido, antes de apresentar os resultados das variáveis analisadas, são aqui apresentados alguns aspectos gerais observados durante o processo de tratamento do efluente nas três lagoas.

Após a transferência do efluente para as lagoas, ocorreu a decantação do material em suspensão e a morte do fitoplâncton (*Chaetoceros calcitrans* e *Tetraselmis tetrathele*), resultando em uma transparência praticamente total entre o terceiro e o sétimo dia. No início da segunda semana começou a proliferação de diatomáceas bentônicas, predominantemente *Nitzschia* sp e *Navicula* sp, provocando um bloom intenso no final desta semana. Observou-se também o surgimento de cianobactérias filamentosas (*Oscillatoria* sp) na superfície das lagoas, conforme Figura 15 a, b e c. A evolução da proliferação das algas nas lagoas pode ser visualizada macroscopicamente (Figura 15 d a l).

Nas três lagoas durante o tratamento, sobretudo nos períodos de temperatura mais intensa e maior luminosidade, a presença de bolhas de ar foi facilmente observada no fundo (Figura 15 m), que encontrava-se recoberto por uma densa camada de diatomáceas, as quais desprendiam-se em placas para superfície. Durante todo o período de tratamento foi observada a presença de protozoários móveis, principalmente ciliados.

Na Lagoa 1 a partir da terceira semana havia um quadro típico de eutrofização, visualizando-se ao final do experimento a morte tanto de diatomáceas quanto de algas filamentosas, sendo que na última semana a penetração da luz ficou comprometida em praticamente toda a lagoa, pois a superfície da mesma estava quase que totalmente recoberta pelas algas.

Já na Lagoa 2 também foi bastante comum o desprendimento de placas de diatomáceas do fundo para a superfície, porém a presença de *Artemia* sp, que eclodiu a partir dos cistos contidos no efluente, possibilitou o controle da proliferação das algas, principalmente de *Oscillatoria* sp. Este pequeno crustáceo filtrador desenvolveu uma população bastante numerosa, chegando até mesmo a reproduzir-se no tanque. Deste modo a transparência na Lagoa 2 foi bastante intensa, sendo a melhor das três lagoas.

Quanto à Lagoa 3, esta manteve um perfil de eutrofização intermediário entre a Lagoa 1 e a Lagoa 2, sendo que a população de *Artemia* que aí se estabeleceu, ainda que também tenha chegado a desenvolver uma segunda geração, foi menor que na Lagoa 2, sendo comum observar-se algas flutuando sobre a superfície (diatomáceas desprendidas do fundo e cianobactérias).

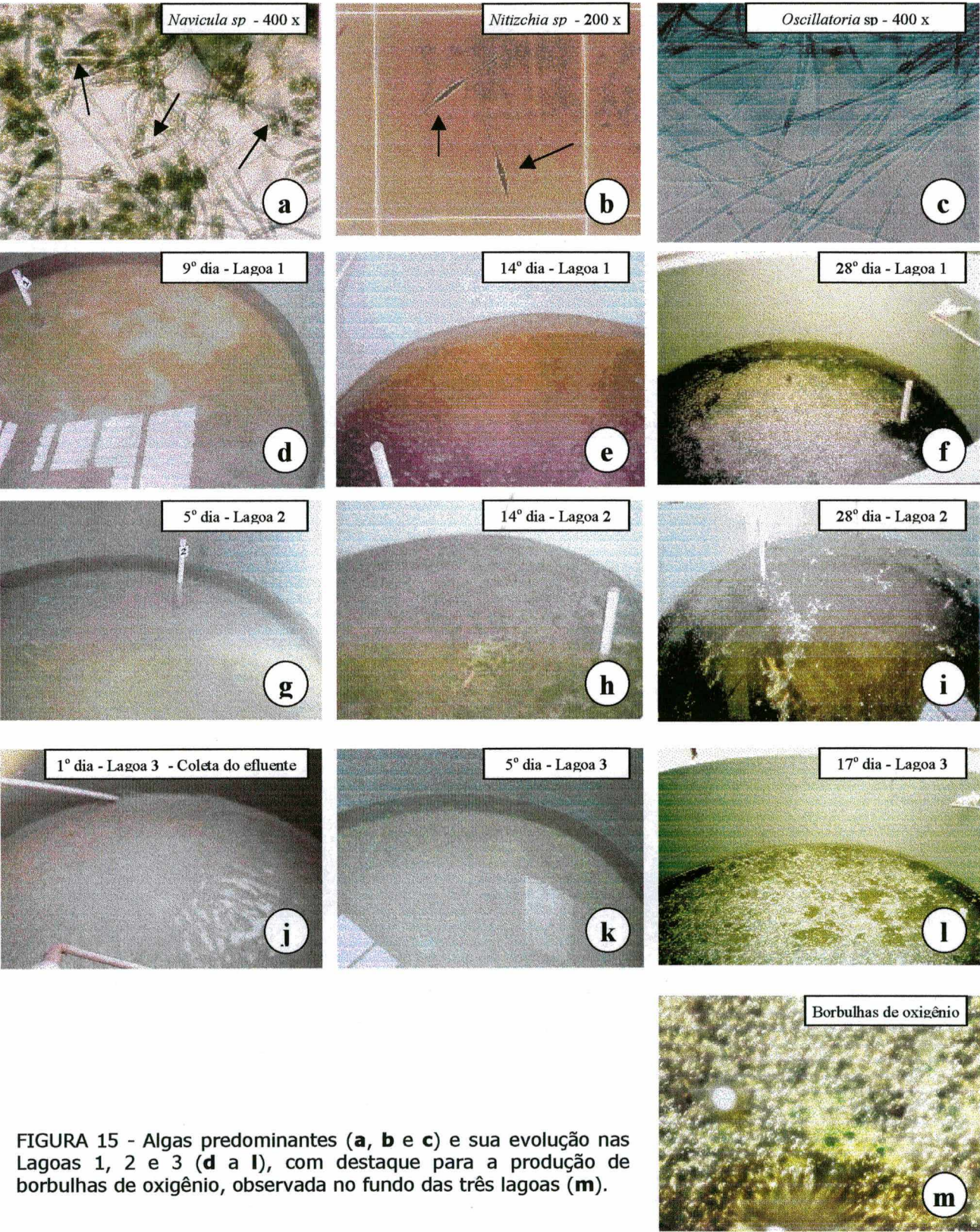


FIGURA 15 - Algas predominantes (a, b e c) e sua evolução nas Lagoas 1, 2 e 3 (d a l), com destaque para a produção de borbulhas de oxigênio, observada no fundo das três lagoas (m).

Finalmente, destaca-se o fato de que a evaporação fez com que a altura da coluna de água nas Lagoas 1, 2 e 3 passasse dos 40 centímetros iniciais a respectivos 31, 34 e 27 centímetros no 28º dia. Sendo que na Lagoa 2 uma imperfeição no telhado, permitiu que água da chuva pingasse dentro da lagoa, enquanto que na Lagoa 3, uma fenda na parede de concreto, possibilitou a infiltração de parte do efluente aí depositado.

5.2.2 Lagoa 1

5.2.2.1 pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido

O pH, apesar do baixo coeficiente de variação em relação a média, apresentou valores mais elevados na superfície que no fundo, tendendo a incrementar-se ao longo do tempo, com uma diferença acima de 02 unidades de pH entre os valores mínimo e máximo, para todos os horários analisados (05:00, 14:00 e 18:00 horas), tanto na superfície quanto no fundo (Tabela 6 e Figura 16). Foi constatada diferença significativa ($P < 0,05$) entre as médias do pH na superfície e no fundo, para todos os horários observados. No entanto, não foi verificada diferença significativa de pH entre as médias dos horários analisados para o fundo ou para a superfície (Tabelas 13 a 17, em ANEXO 3). Já a análise de correlação para o pH revelou apresentar correlação significativa ($P < 0,05$) positiva de 0,712 com o COD e negativa de -0,951 com o $P-PO_4^{3-}$ (Tabela 8, em ANEXO 4).

TABELA 6 – pH, temperatura e oxigênio dissolvido (mg/l e % de saturação) durante o tratamento do efluente na Lagoa 1, considerando as horas de análise.

VARIÁVEL	HORA	Média ± Desvio Padrão		Mínimo		Máximo		Coeficiente de Variação	
		SUPERFÍCIE	FUNDO	SUPER-FÍCIE	FUNDO	SUPER-FÍCIE	FUNDO	SUPER-FÍCIE	FUNDO
PH	05:00	9,22 ± 0,80	8,73 ± 0,69	8,02	7,26	10,94	9,89	8,74	7,93
	14:00	9,25 ± 0,81	8,71 ± 0,63	7,89	7,50	10,38	9,72	8,73	7,28
	18:00	9,25 ± 0,78	8,81 ± 0,76	8,07	7,33	10,26	10,06	8,40	8,59
Temperatura °C	05:00	27,27 ± 1,05	27,29 ± 1,04	25,00	25,00	29,00	29,00	3,85	3,82
	14:00	29,00 ± 1,48	27,95 ± 1,10	26,20	25,70	31,10	29,70	5,12	3,93
	18:00	28,66 ± 1,34	27,91 ± 1,04	26,00	25,80	30,50	29,60	4,67	3,71
OD (mg/l)	05:00	6,74 ± 1,54	6,20 ± 1,65	3,88	3,55	10,81	11,25	22,94	26,63
	14:00	7,50 ± 1,78	8,20 ± 2,54	3,56	3,42	13,04	15,72	23,76	30,91
	18:00	7,82 ± 1,70	8,35 ± 2,29	4,92	4,81	12,55	15,00	21,79	27,41
OD (%)	05:00	103,69±24,66	95,75 ± 25,92	58,30	55,10	166,30	174,80	23,78	27,07
	14:00	117,64±26,58	124,85±34,31	60,80	55,10	195,60	> 200*	22,60	27,48
	18:00	121,09±26,14	126,30 ± 31,58	76,00	73,30	> 200*	> 200*	21,59	25,00

* A representação > 200 é aqui utilizada para indicar os casos em que o oxímetro indicou ERRO 6, que significa porcentagem de saturação maior que 200%.

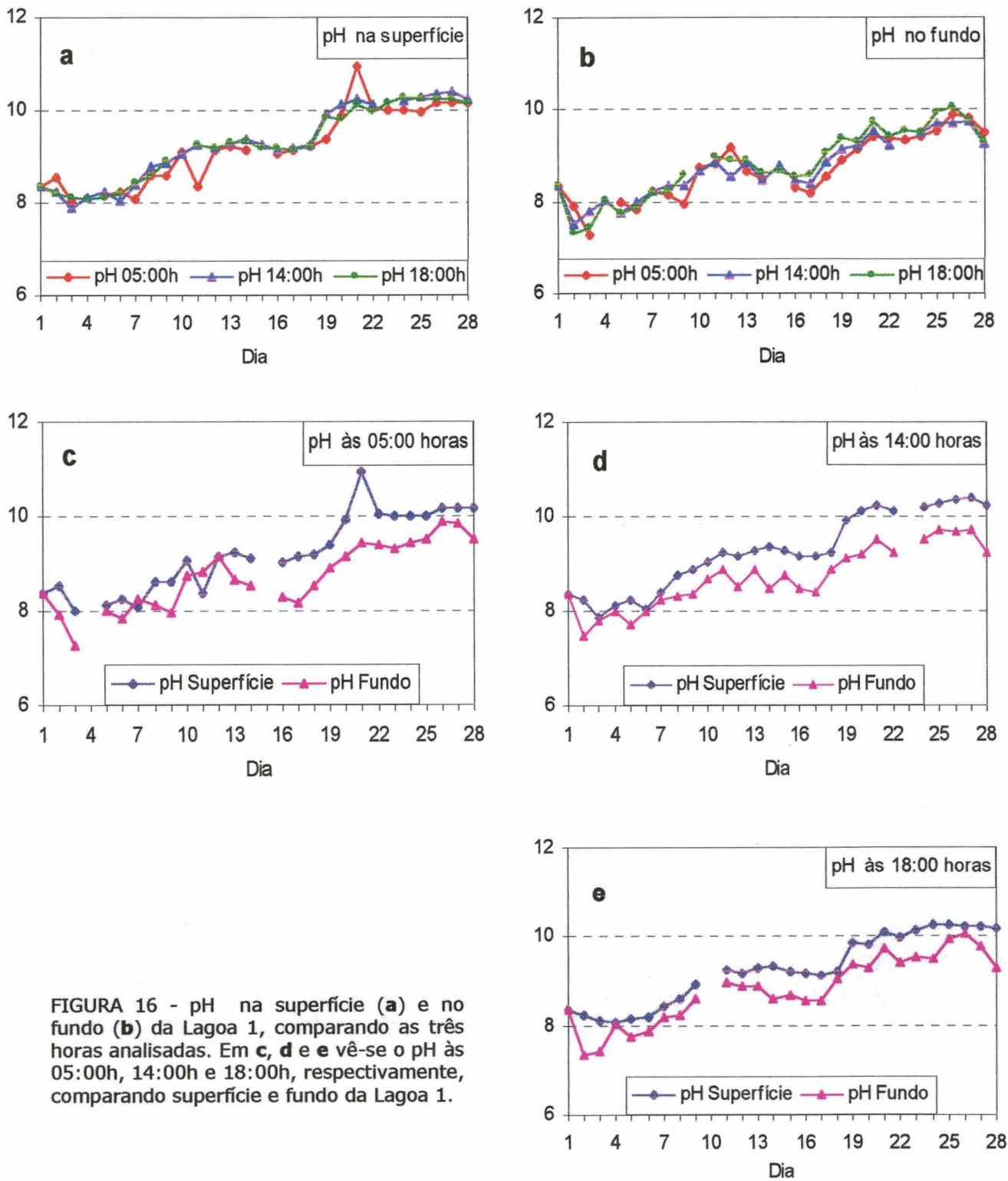


FIGURA 16 - pH na superfície (a) e no fundo (b) da Lagoa 1, comparando as três horas analisadas. Em c, d e e vê-se o pH às 05:00h, 14:00h e 18:00h, respectivamente, comparando superfície e fundo da Lagoa 1.

A temperatura tendeu a aumentar ao longo do tempo, havendo uma queda na última semana, com uma diferença em torno de 4°C entre os valores máximos e mínimos, para todos os horários, tanto na superfície quanto no fundo (Figura 17 e Tabela 6), não havendo diferença significativa ($P < 0,05$) entre os valores médios observados no fundo e na superfície, às 05:00 horas. No entanto, a temperatura média foi significativamente ($P < 0,05$) superior na superfície, tanto às 14:00 horas como às 18:00 horas, sendo diferença significativa também constatada entre as médias dos três horários analisados para o fundo e para a superfície, registrando-se os menores valores às 05:00 horas (Tabelas 18 a 22, em ANEXO 3), conforme o teste de separação de médias (DUNCAN, $P < 0,05$) apresentado nas Tabelas 7 e 8.

A temperatura manteve uma correlação significativa com o OD de 0,767 (Tabela 8, em ANEXO 4).

TABELA 7 - Separação de médias (DUNCAN, $P < 0,05$) da temperatura na superfície da Lagoa 1 às 05:00, 14:00 e 18:00 horas.

Tratamento	Média	Grupos*
05:00 h	27,26786	a
18:00 h	28,66071	b
14:00 h	28,99630	b

* Médias seguidas de letras distintas são diferentes estatisticamente ao nível de 5 % de probabilidade.

TABELA 8 - Separação de médias (DUNCAN, $P < 0,05$) da temperatura no fundo da Lagoa 1 às 05:00, 14:00 e 18:00 horas.

Tratamento	Média	Grupos*
05:00 h	27.28929	a
18:00 h	27.91429	b
14:00 h	27.94815	b

* Médias seguidas de letras distintas são diferentes estatisticamente ao nível de 5 % de probabilidade.

No que diz respeito à concentração de oxigênio dissolvido (OD), em mg/l, houve uma queda nos primeiros dias, subindo a partir das 18:00 horas do 3º dia, apresentando um coeficiente de variação entre 20 e 30% (Figura 18 e Tabela 6). As concentrações de OD tenderam a aumentar durante o dia, não havendo no entanto diferença significativa entre as concentrações médias entre o fundo e a superfície para os três horários. Do mesmo modo não houve diferença significativa das concentrações de OD na superfície entre os horários analisados. Porém, conforme é apresentado na Tabela 9, houve diferença significativa das concentrações médias de OD no fundo entre os três horários analisados (Tabelas 23 a 27, em ANEXO 3). Quanto a porcentagem média de saturação de oxigênio dissolvido, esta esteve acima de 100%, para todos os horários observados tanto na superfície quanto no fundo, exceto às 05:00 horas da manhã no fundo, onde a média ficou em 95,75% (Tabela 6). Conforme já mencionado anteriormente, a análise de correlação apontou uma correlação positiva significativa de 0,767 entre o OD e a temperatura (Tabela 8, em ANEXO 4).

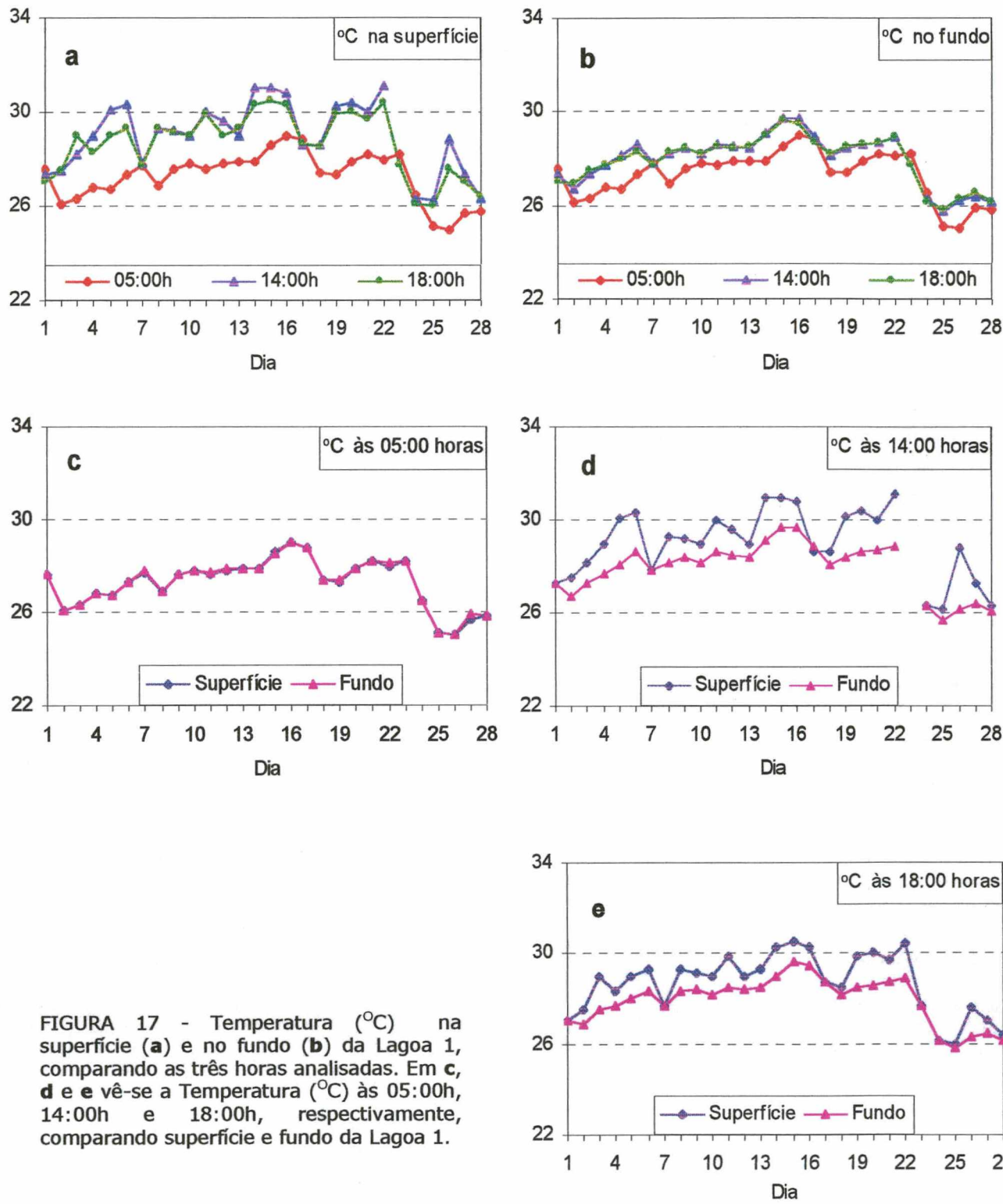


FIGURA 17 - Temperatura (°C) na superfície (a) e no fundo (b) da Lagoa 1, comparando as três horas analisadas. Em c, d e e vê-se a Temperatura (°C) às 05:00h, 14:00h e 18:00h, respectivamente, comparando superfície e fundo da Lagoa 1.

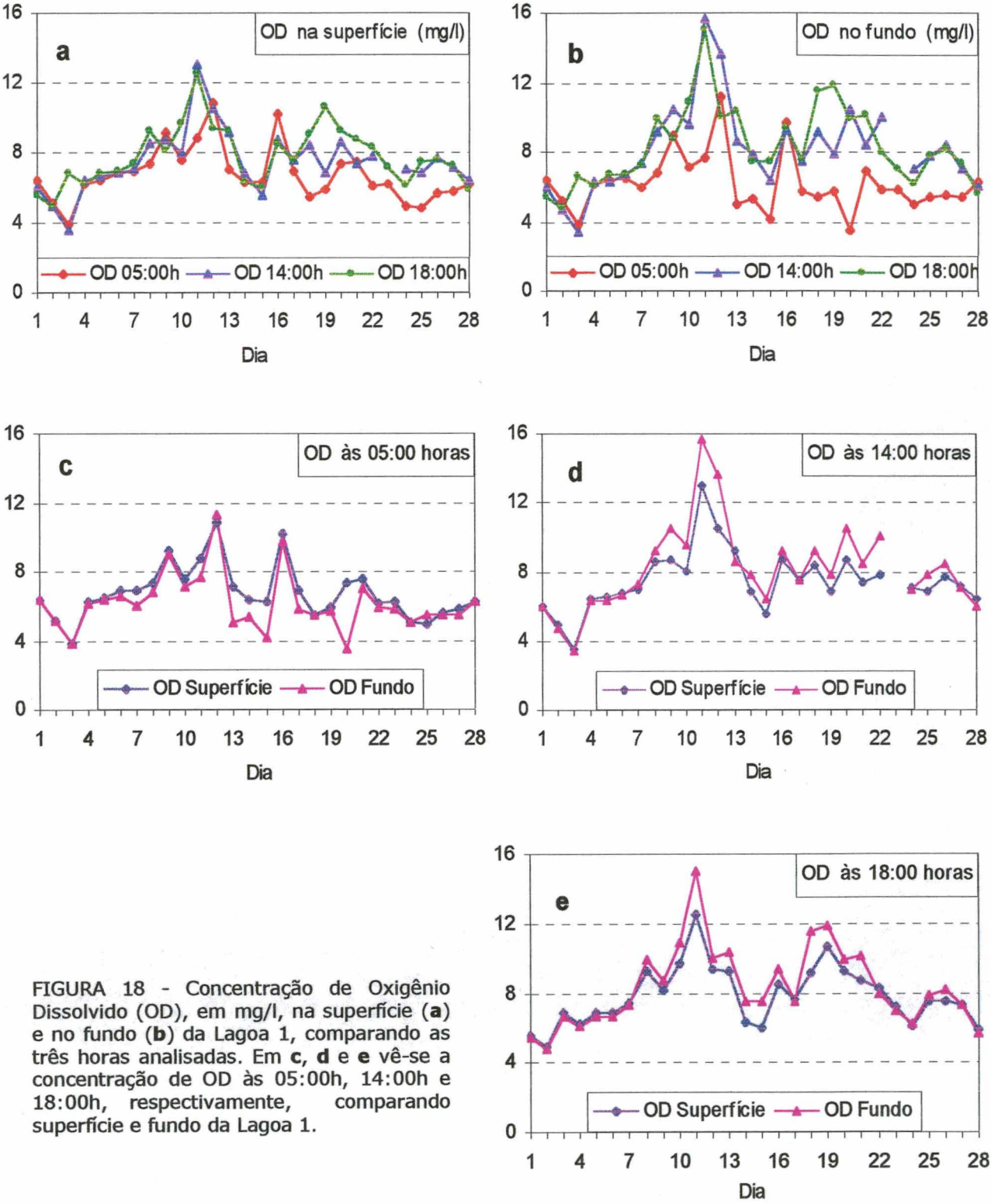


FIGURA 18 - Concentração de Oxigênio Dissolvido (OD), em mg/l, na superfície (a) e no fundo (b) da Lagoa 1, comparando as três horas analisadas. Em c, d e e vê-se a concentração de OD às 05:00h, 14:00h e 18:00h, respectivamente, comparando superfície e fundo da Lagoa 1.

TABELA 9 - Separação de médias (DUNCAN, P<0,05) da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) no fundo da Lagoa 1 às 05:00, 14:00 e 18:00 horas.

Tratamento	Média	Grupos*
05:00 h	6,20143	a
14:00 h	8,20592	b
18:00 h	8,35428	b

* Médias seguidas de letras distintas são diferentes estatisticamente ao nível de 5 % de probabilidade.

5.2.2.2 Salinidade e Elementos maiores da água do mar

No decorrer do tratamento do efluente, a salinidade passou de 35 partes por mil (‰) no dia da coleta do efluente (1º dia) a 39,5‰ no último dia do tratamento. Todos os elementos maiores da água do mar analisados apresentaram coeficiente de variação em torno de 4 a 5 % e taxa de incremento, ao final do tratamento, em torno de 10%, registrando-se a menor taxa de incremento para o potássio (8,86) e a maior para o sulfato (12,28%), conforme dados das Tabelas 10 e 11 e Figura 19.

TABELA 10 – Variáveis analisadas durante o tratamento do efluente na Lagoa 1.

Variável	Média ± Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Coeficiente de Variação
Cloreto (mg/l)	22976,02 ± 949,80	21507,50	24353,40	4,13
Sulfato (mg/l)	2714,61 ± 116,79	2533,40	2884,80	4,30
Sódio (mg/l)	11480,55 ± 593,00	10982,04	12136,33	5,17
Potássio (mg/l)	493,75 ± 21,03	473,54	515,50	4,26
Magnésio (mg/l)	1473,61 ± 73,06	1412,68	1554,60	4,96
Cálcio (mg/l)	461,89 ± 22,88	442,16	486,98	4,95
Ortofosfato (mg/l)	2,70 ± 0,32	2,27	3,10	11,75
COD (mg/l)	5,43 ± 0,74	4,50	6,83	13,59
DBO (mg/l)	6,10 ± 7,95	1,40	18,00	130,33
SS (mg/l)	-8,17 ± -8,98	0,00	-27,87	109,94
Clorofila a (µg/l)	118,52 ± 166,29	0,22	481,73	140,31
Feopigmentos (µg/l)	5,30 ± 10,50	0,00	29,96	198,35

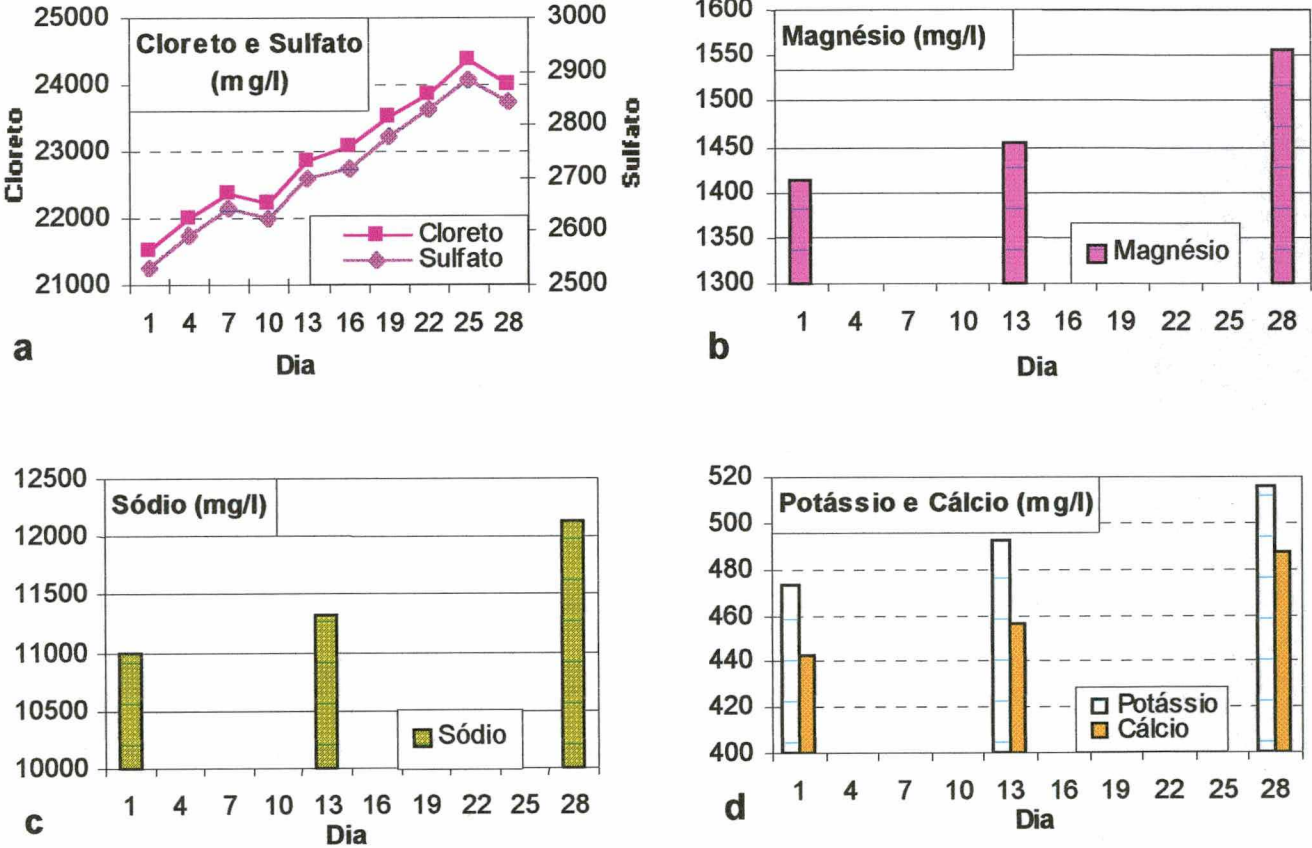


FIGURA 19 - Concentração (mg/l) de cloreto e sulfato (a), magnésio (b), sódio (c), potássio e cálcio (d) na Lagoa 1.

TABELA 11 – Concentração das variáveis analisadas ao longo do tratamento do efluente na Lagoa 1. Em destaque apresenta-se a taxa de incremento ou da eficiência de remoção registrada ao final do período.

VARIÁVEL	DIA										E ou I %
	1°	4°	7°	10°	13°	16°	19°	22°	25°	28°	
Cloreto	21507,5	21998,0	22369,3	22226,0	22842,3	23065,1	23534,6	23852,8	24353,4	24011,2	I= 11,64
Sulfato	2533,40	2593,10	2644,40	2626,40	2699,80	2716,40	2776,80	2826,40	2884,80	2844,60	I= 12,28
Sódio	10982,0				11323,3					12136,3	I= 10,51
Potássio	473,54				492,21					515,50	I= 8,86
Magnésio	1412,68				1453,55					1554,60	I= 10,05
Cálcio	442,16				456,54					486,98	I= 10,14
Ortofosfato	2,92	3,06	3,10	2,90	2,82	2,74	2,60	2,31	2,29	2,27	E=22,26
COD	4,82	5,12	5,35	4,50	4,74	5,37	5,28	6,25	6,10	6,83	I= 41,57
DBO	1,40		2,50*			18,00*		**		2,50	I= 78,57
SS	1,20	0,00	0,00	10,53	0,00	27,87	16,27	11,11	9,33	5,38	I=348,3
Clorofila a	48,19	0,22	5,68	190,74	12,73	336,56	51,34	481,73	48,93	9,05	E=81,22
Feopigmentos	29,96	2,00	0,00	0,00	1,55	19,21	0,00	0,00	0,00	0,23	E=99,23

Observações: 1) E = Eficiência de remoção e I = Incremento, sendo o cálculo efetuado a partir da diferença entre o 1° e o 28° dia. 2) Clorofila a e feopigmentos são expressos em µg/l, enquanto todas as demais variáveis em mg/l.

* Os valores de DBO apresentados para o 7° e 16° dia correspondem ao 8° e 15° dia, respectivamente.

** Por problemas técnicos, não obteve-se dado de DBO referente ao 22° dia.

5.2.2.3 Compostos nitrogenados

Não foi possível avaliar as variações dos compostos nitrogenados ao longo do tempo, em função da interferência dos elementos maiores da água do mar durante a análise cromatográfica, conforme foi explicado no item 5.1.3. Como ocorreu durante a caracterização do efluente, apenas foi possível estimar que as concentrações de nitrato mantiveram-se abaixo de 4,4 mg/l.

5.2.2.4 Ortofosfato dissolvido (P-PO₄³⁻)

A concentração de P-PO₄³⁻ aumentou na primeira semana, porém a partir da segunda semana houve uma remoção gradativa, registrando-se ao final do tratamento uma eficiência de remoção de 22,26% (Tabela 11 e Figura 20 a). A análise de regressão (P<0,05) da concentração de P-PO₄³⁻ em relação aos dias é apresentada na Figura 20 b e explicada pela equação $y = -0,0326x + 3,1724$, com R² ajustado de 0,8554. Já a análise de correlação (P<0,05) revelou haver uma correlação significativa negativa de -0,951 e -0,840 com o pH e o COD, respectivamente (Tabela 8, em ANEXO 4).

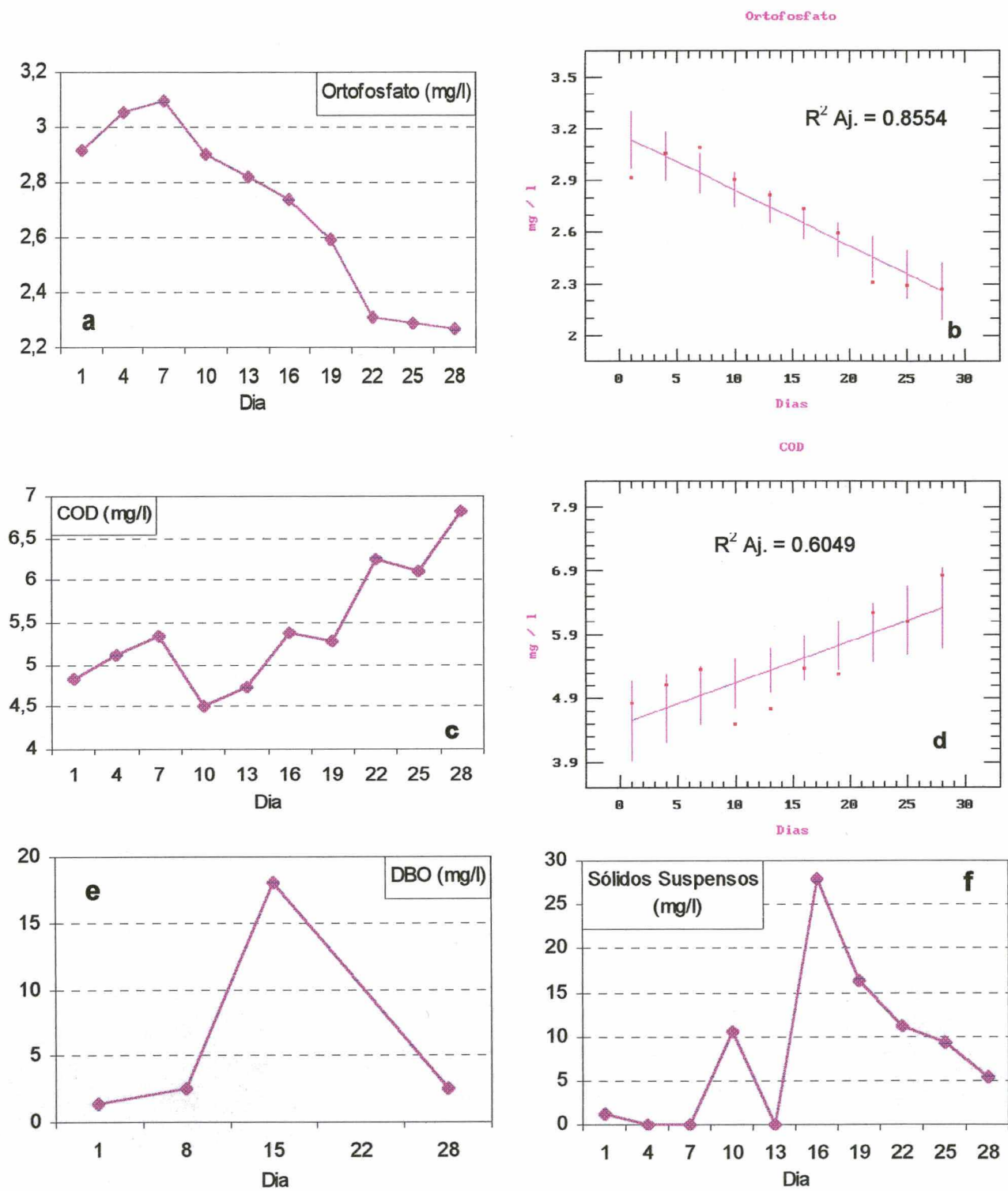


FIGURA 20 - Concentração (mg/l) de Ortofosfato Dissolvido ($P-PO_4^{3-}$), Carbono Orgânico Dissolvido (COD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Sólidos Suspensos na Lagoa 1 (a, c, e e f, respectivamente). Em b e d vê-se as respectivas análises de regressão ($P<0,05$) para $P-PO_4^{3-}$ e COD, com o valor de R^2 ajustado.

5.2.2.5 Carbono orgânico dissolvido (COD)

A concentração de carbono orgânico dissolvido foi sendo incrementada ao longo do período de tratamento, registrando-se uma queda acentuada entre o 7º e o 10º dia, apresentando ao final do tratamento (28º dia) uma taxa de incremento de 41,57%. Pela análise de regressão ($P < 0,05$) para a concentração de COD em relação aos dias, obtém-se a equação $y = 0,0655x + 4,4846$, com R^2 ajustado de 0,6488 (Tabela 11 e Figura 20 **c** e **d**). Como já citado anteriormente, o COD manteve uma correlação ($P < 0,05$) positiva com o pH e negativa com o $P-PO_4^{3-}$ da ordem de 0,712 e -0,840, respectivamente (Tabela 8, em ANEXO 4).

5.2.2.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

A demanda bioquímica de oxigênio, analisada durante 05 dias, flutuou bastante durante o período estudado, ficando o coeficiente de variação em 130,33 e apresentando ao final uma taxa de incremento da ordem de 78,57% (Tabelas 8 e 9 e Figura 20 **e**). A falta de um padrão de incremento ou remoção claramente definido e a pequena quantidade de dados inviabilizou a análise de regressão, ficando a análise de correlação também comprometida, uma vez que foi a única variável medida semanalmente.

5.2.2.7 Sólidos suspensos (SS)

A concentração de sólidos suspensos variou muito ao longo do período estudado, sendo o coeficiente de variação em relação a média acima de 100 %, registrando-se ao final do experimento 348,3% de incremento em relação a concentração registrada no momento da coleta do efluente (Tabelas 10 e 11 e Figura 20 **f**). A análise de regressão para a concentração de SS não foi possível pelo fato de não apresentar um padrão definido. Por outro lado, não foi significativa a análise de correlação entre SS e as demais variáveis testadas (Tabela 8, em ANEXO 4).

5.2.2.8 Clorofila *a* e Feopigmentos

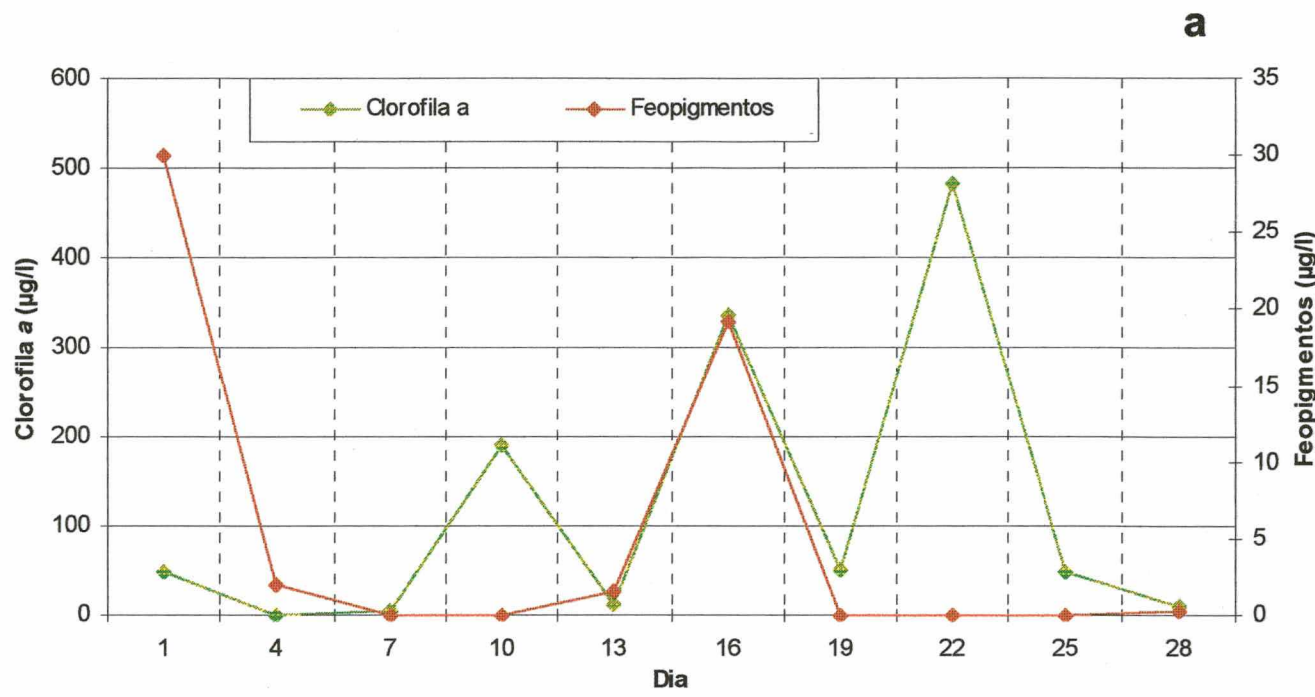
Tanto a concentração de clorofila *a* quanto de feopigmentos apresentaram alto coeficiente de variação, chegando ao final do período com taxas de redução de 81,22 e 99,23 %, respectivamente. A análise de regressão ($P < 0,05$) para a clorofila *a* foi inviabilizada em função desta variável não apresentar um padrão bem definido, já para feopigmentos, sua variação em relação aos dias, pode ser explicada pela equação $y = 0,0016x^4 - 0,1014x^3 + 2,1826x^2 - 17,6693x + 45,2276$, com R^2 ajustado de 0,6428 (Figura 21 e Tabelas 10 e 11). Na Tabela 8, em ANEXO 4, observa-se não haver correlação significativa ($P < 0,05$), para clorofila *a* e feopigmentos com as demais variáveis testadas.

5.2.2.9 Residual de fitoplâncton e náuplios de *Artemia* sp

O residual de *C. calcitrans* no momento da transferência do efluente para a Lagoa 1 foi de $1,5 \times 10^4$ células/ml, observando-se a presença de protozoários móveis. Não foi registrado residual de *T. tetrathele* nem de náuplios de *Artemia* sp, uma vez que até esta etapa do cultivo as larvas ainda não recebem tais alimentos.

5.2.2.10 Análise de Componentes Principais para a Lagoa 1

Os efluentes coletados em diferentes dias foram ordenados segundo as variáveis temperatura, pH, sólidos suspensos, ortofosfato dissolvido, OD, COD, Clorofila e feopigmentos. O resultado da análise é apresentado na Figura 22, onde observa-se, na abscissa (eixo X), o primeiro componente principal (CP1), que resumiu 47,1% da variância dos dados e, na ordenada (eixo Y), o segundo componente principal (CP2), que resumiu 29,6% da variância. As setas na Figura 22 indicam o sentido dos maiores valores para as variáveis citadas. Os pontos com menores valores de CP1 foram caracterizados, principalmente, por possuírem maiores concentrações de COD e/ou pH, enquanto os pontos com maiores valores de CP1 caracterizaram-se por apresentarem maiores concentrações de ortofosfato dissolvido, OD e/ou temperatura, enquanto os pontos com maiores valores de CP2 por apresentarem maiores concentrações de sólidos e/ou clorofila. Foram consideradas as variáveis que tiveram correlações com os componentes principais maior que 0,60 em valor absoluto (Tabela 2, ANEXO 5). Nota-se que os primeiros dias (de 1 a 16) possuíam valores de CP1 maiores que 0,0 e os dias de 19 a 28 possuíam valores de CP1 menores que 0,0, indicando que, na lagoa 1,



Feopigmentos

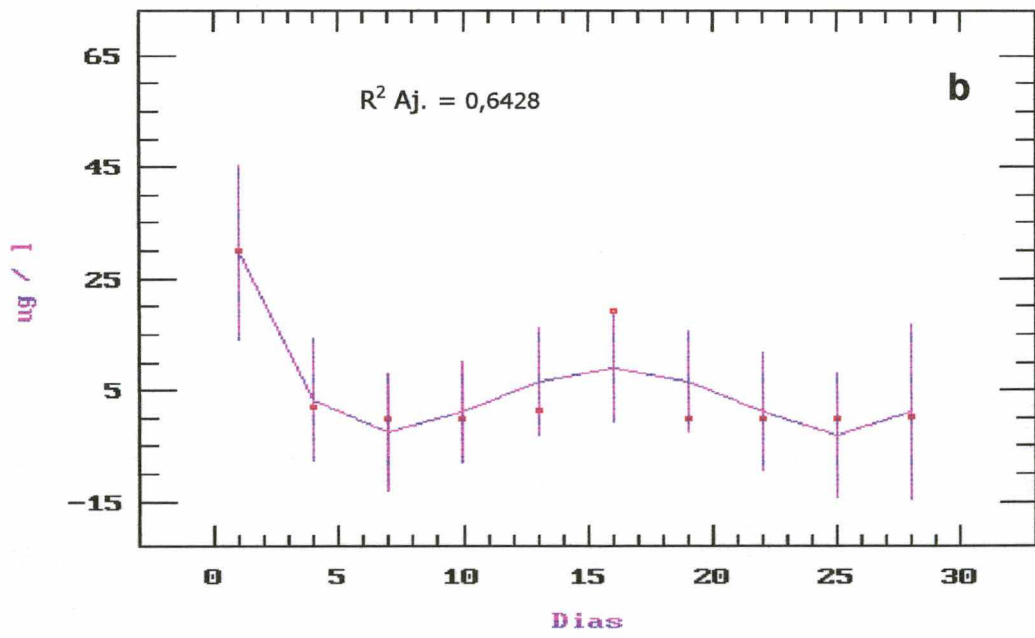


FIGURA 21 - Concentração de Clorofila *a* e Feopigmentos, em µg/l, na Lagoa1 (**a**). Análise de regressão para Feopigmentos (**b**), com o valor de R^2 ajustado.

ao longo do tempo, houve uma tendência de diminuição de Ortofosfato dissolvido, OD e/ou temperatura, enquanto aumentava COD e/ou pH. Já os sólidos suspensos e a clorofila *a* não apresentaram um padrão de variação ao longo do tempo. O dia 4 foi suprimido da análise porque faltava o dado de pH, que não foi registrado por problemas técnicos.

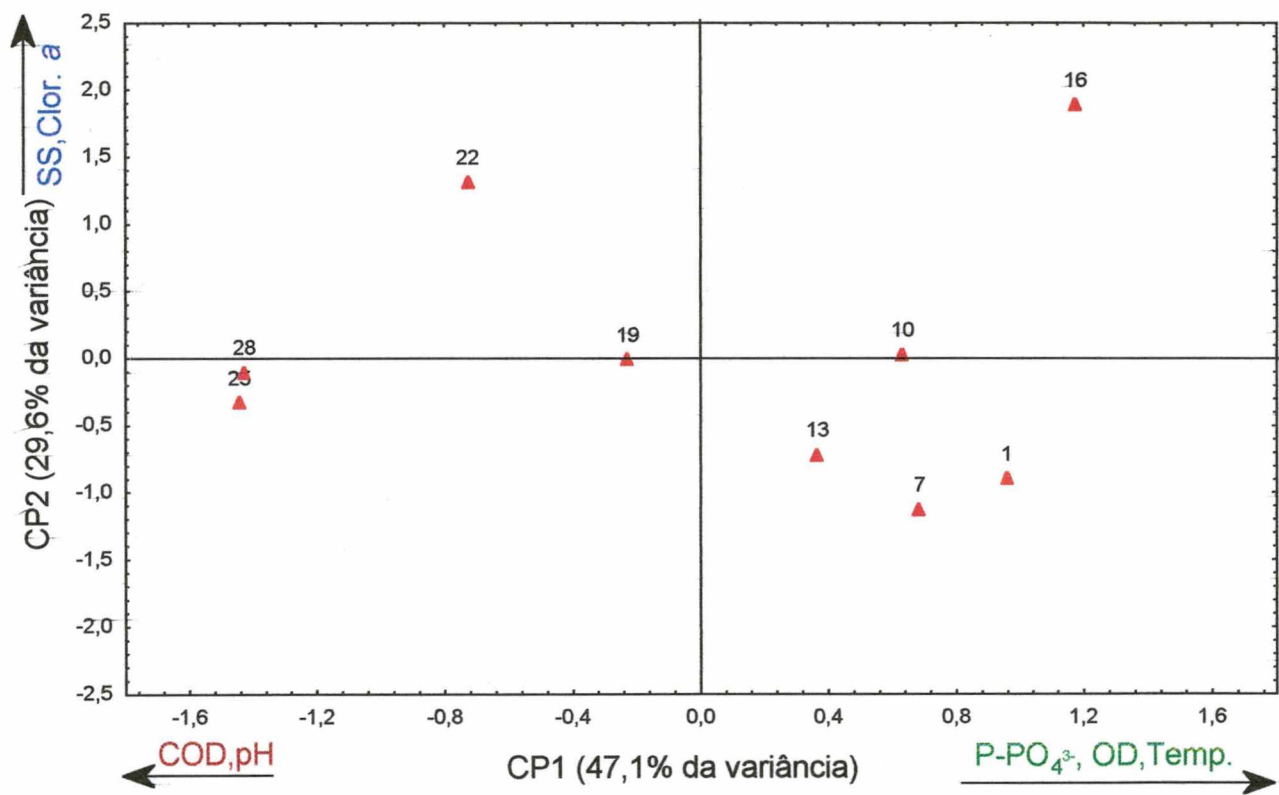


FIGURA 22 - Análise de Componentes Principais para a Lagoa 1.

5.2.3 Lagoa 2

5.2.3.1 - pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido

O pH apresentou valores mais elevados na superfície que no fundo, aumentando ao longo do tempo, com uma diferença acima de 02 unidades de pH entre os valores mínimo e máximo, para todos os horários analisados (05:00, 14:00 e 18:00 horas), tanto na superfície quanto no fundo (Figura 23 e Tabela 12). Houve diferença significativa ($P < 0,05$) entre as médias do pH na superfície e no fundo, para todos os horários observados. No entanto, não foi verificada diferença significativa de pH entre os horários analisados para o fundo ou para a superfície (Tabelas 28 a 32, em ANEXO 3). Registrou-se para o pH correlação significativa ($P < 0,05$) de -0,655 com a temperatura às 05:00 horas, -0,734 com o $P\text{-PO}_4^{3-}$ e 0,792 com o COD (Tabela 9, em ANEXO 4).

TABELA 12 – pH, temperatura e oxigênio dissolvido (mg/l e % de saturação) durante o tratamento do efluente na Lagoa 2, considerando as horas de análise.

VARIÁVEL	HORA	Média \pm Desvio Padrão		Mínimo		Máximo		Coeficiente de Variação	
		SUPERFÍCIE	FUNDO	SUPER- FÍCIE	FUNDO	SUPER- FÍCIE	FUNDO	SUPER- FÍCIE	FUNDO
pH	05:00	9,39 \pm 0,77	8,88 \pm 0,74	8,03	7,48	10,32	10,18	8,24	8,30
	14:00	9,51 \pm 0,80	9,03 \pm 0,76	8,18	7,69	10,56	10,46	8,39	8,38
	18:00	9,49 \pm 0,77	9,00 \pm 0,78	8,19	7,60	10,64	10,45	8,11	8,67
Temperatura °C	05:00	26,99 \pm 1,21	27,00 \pm 1,22	24,80	24,80	28,80	28,90	4,47	4,51
	14:00	28,61 \pm 1,61	27,62 \pm 1,25	25,80	25,40	31,50	29,60	5,64	4,51
	18:00	28,26 \pm 1,55	27,67 \pm 1,22	25,70	25,60	30,60	29,80	5,50	4,41
OD (mg/l)	05:00	6,32 \pm 2,36	6,27 \pm 2,38	1,51	1,48	11,30	11,28	37,39	38,02
	14:00	6,73 \pm 2,22	7,45 \pm 2,88	1,98	1,30	10,71	13,05	32,95	38,60
	18:00	7,12 \pm 2,55	7,50 \pm 2,97	1,60	1,30	11,50	13,04	35,78	39,66
OD (%)	05:00	92,60 \pm 39,46	96,11 \pm 36,77	12,80	23,00	178,60	177,60	42,62	38,25
	14:00	105,89 \pm 35,52	114,72 \pm 44,78	31,60	20,30	175,10	>200,0	33,54	39,03
	18:00	110,01 \pm 39,56	114,74 \pm 45,40	25,20	20,40	184,40	>200,0	35,96	39,57

- A representação > 200 é aqui utilizada para indicar os casos em que o oxímetro indicou ERRO 6, que significa porcentagem de saturação maior que 200%.

A temperatura tendeu a diminuir ao longo do tempo, havendo uma queda acentuada entre o 15º e o 18º dia, com uma diferença em torno de 4°C entre os valores máximos e mínimos, para todos os horários, tanto na superfície quanto no fundo (Figura 24 e Tabela 12). Não foi constatada diferença significativa entre os valores médios observados no fundo e na superfície, às 05:00 e 18:00 horas, porém a temperatura foi significativamente ($P < 0,05$) superior na superfície às 14:00 horas.

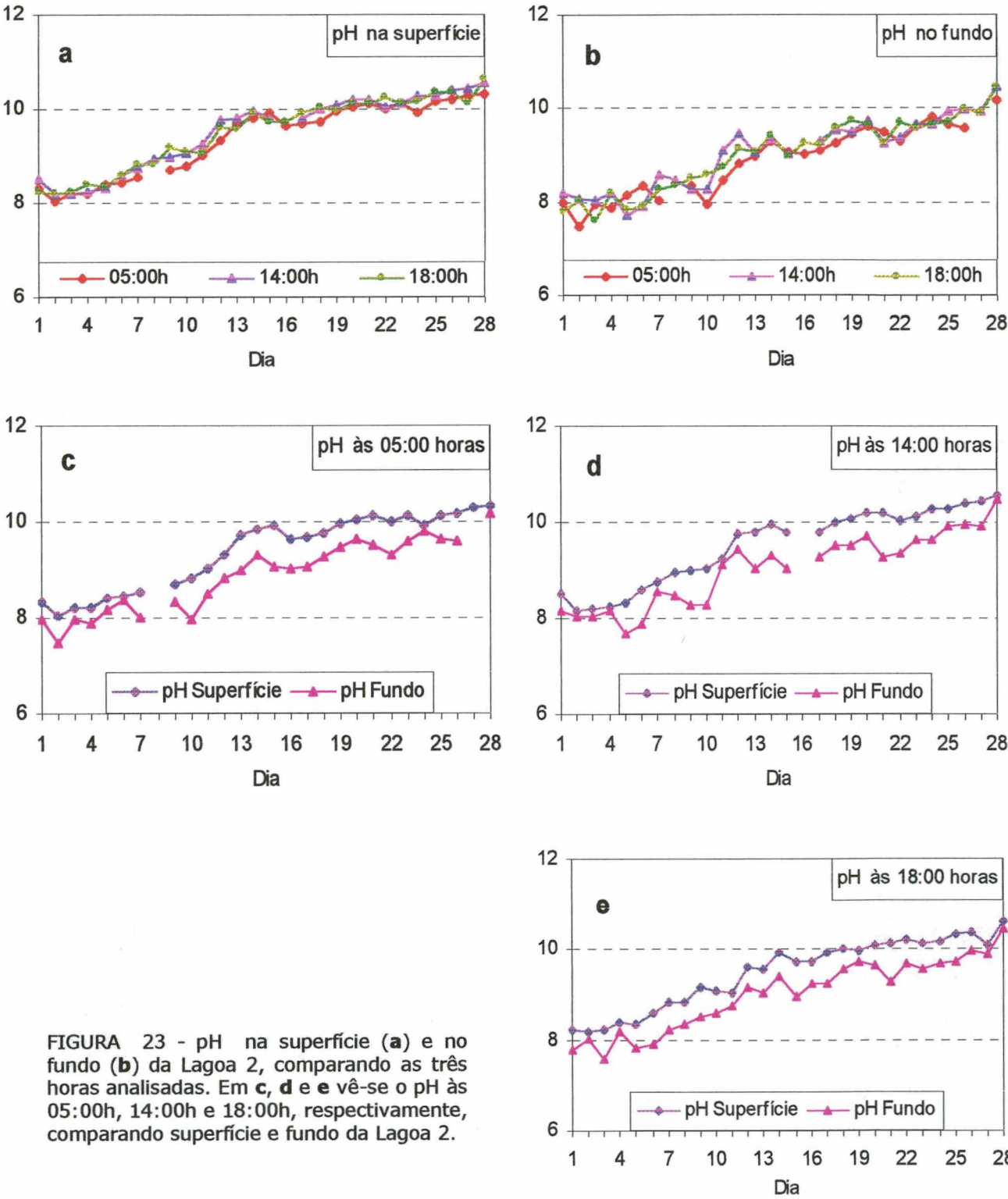


FIGURA 23 - pH na superfície (a) e no fundo (b) da Lagoa 2, comparando as três horas analisadas. Em c, d e e vê-se o pH às 05:00h, 14:00h e 18:00h, respectivamente, comparando superfície e fundo da Lagoa 2.

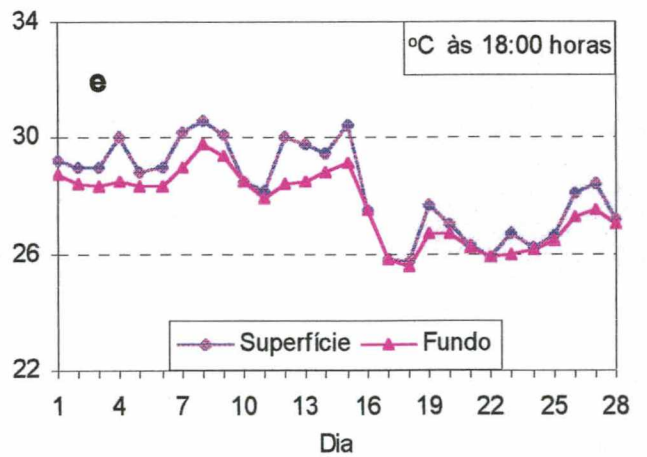
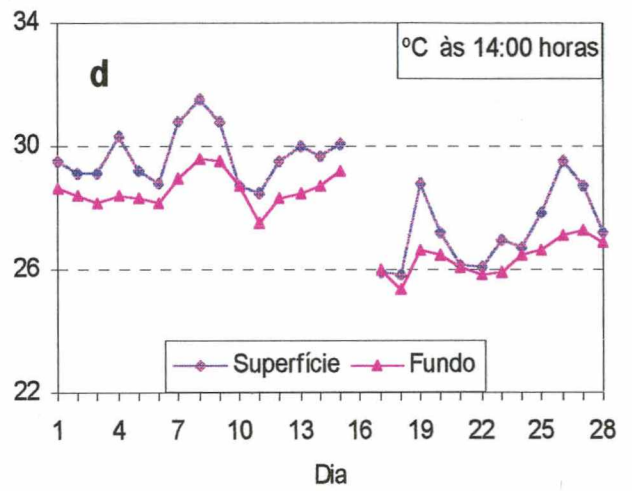
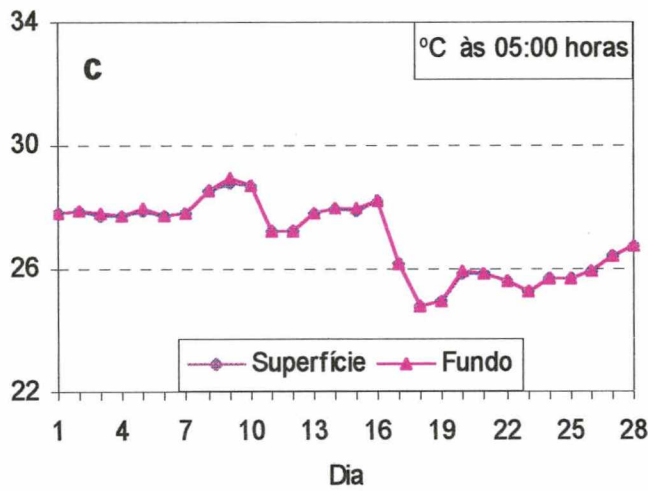
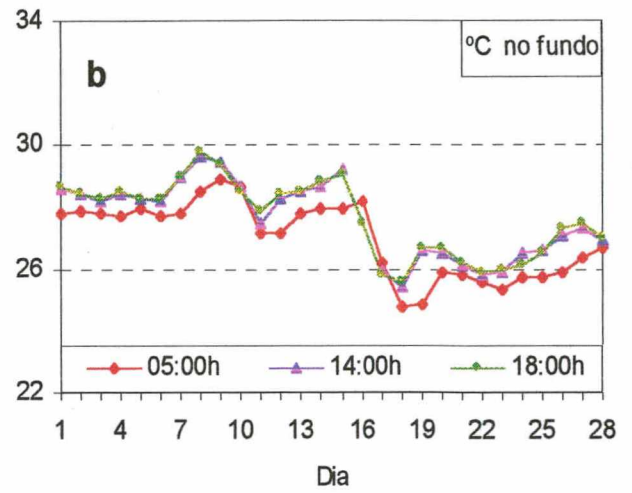
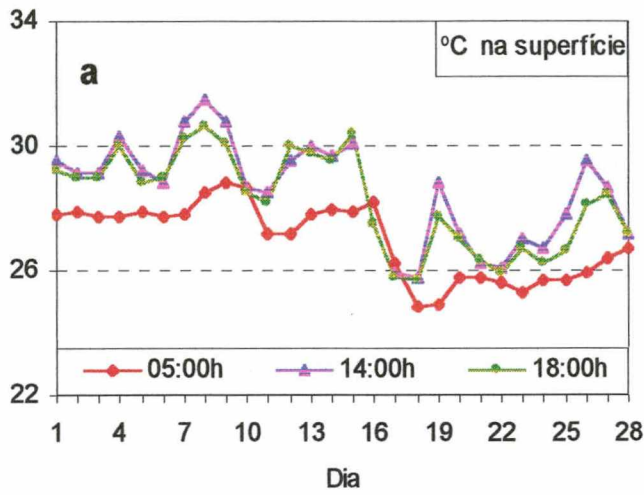


FIGURA 24 - Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) na superfície (**a**) e no fundo (**b**) da Lagoa 2, comparando as três horas analisadas. Em **c**, **d** e **e** vê-se a Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) às 05:00h, 14:00h e 18:00h, respectivamente, comparando superfície e fundo da Lagoa 2.

Diferença significativa não foi verificada entre as temperaturas médias dos horários analisados para o fundo, mas sim para a superfície, registrando-se os menores valores às 05:00 horas (Tabelas 33 e 37, em ANEXO 3), sendo o teste de separação de médias (DUNCAN, $P < 0,05$) apresentado na Tabela 13. A temperatura manteve uma correlação significativa ($P < 0,05$) negativa com o pH de -0,655 (Tabela 9, em ANEXO 4).

TABELA 13 - Separação de médias (DUNCAN, $P < 0,05$) da temperatura na superfície da Lagoa 2 às 05:00, 14:00 e 18:00 horas.

Tratamento	Média	Grupos*
05:00 h	26,98571	a
18:00 h	28,26429	b
14:00 h	28,61111	b

* Médias seguidas de letras distintas são diferentes estatisticamente ao nível de 5 % de probabilidade.

Quanto a concentração de oxigênio dissolvido (OD), em mg/l, houve uma queda acentuada na primeira semana, subindo a partir do final da tarde do terceiro dia e atingindo as maiores concentrações por volta do 10º dia, apresentando um coeficiente de variação acima de 35% (Figura 25 e Tabela 12). As concentrações tenderam a aumentar durante o dia, no entanto, não houve diferença significativa entre as concentrações médias de OD entre o fundo e a superfície para os três horários, bem como entre os horários na superfície e no fundo (Tabelas 38 a 42, em ANEXO 3). Também não houve correlação significativa ($P < 0,05$) do OD com as demais variáveis testadas (Tabela 9, em ANEXO 4). Na Tabela 12 observa-se, tanto na superfície quanto no fundo, que a porcentagem média de saturação de oxigênio dissolvido esteve acima de 100% às 14:00 e 18:00 horas e acima de 90% às 05:00 horas.

5.2.3.2 Salinidade e Elementos maiores da água do mar

A salinidade aumentou durante o tratamento do efluente, passando de 35 partes por mil (‰) no dia da coleta do efluente (1º dia) a 38‰ no último dia do tratamento.

Todos os elementos maiores da água do mar analisados apresentaram coeficiente de variação em torno de 3 % e taxa de incremento, ao final do tratamento, entre 11,25 e 6,60%, registrando-se as maiores taxas de incremento para o cloreto e o sulfato, conforme dados das Tabelas 14 e 15 e Figura 26.

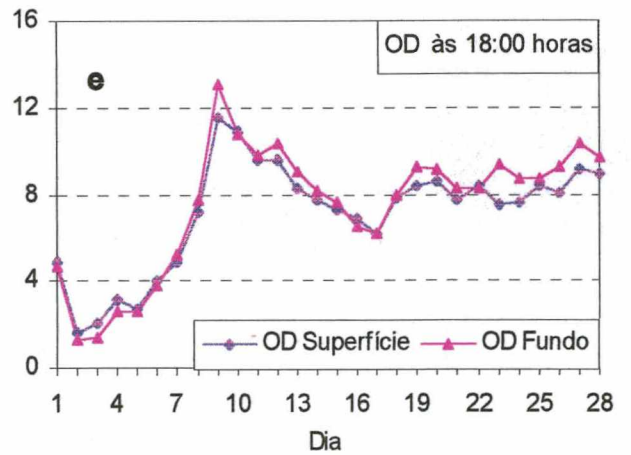
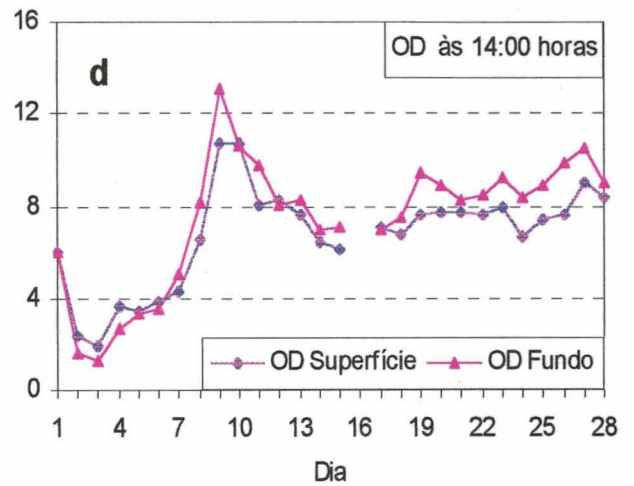
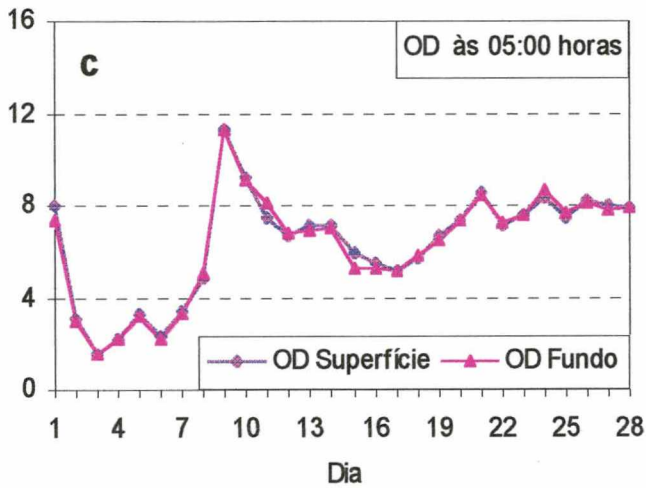
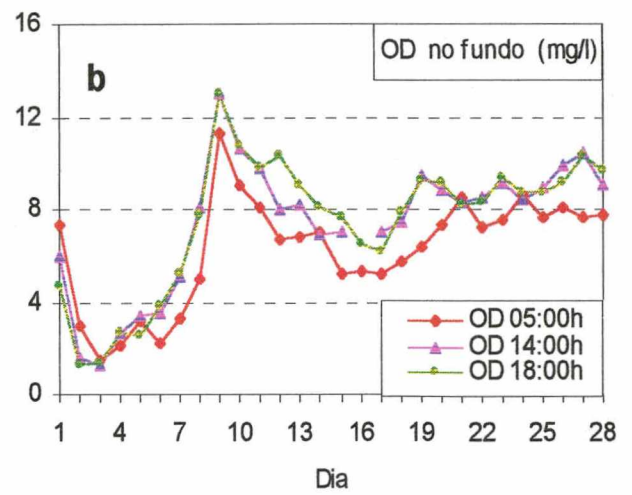
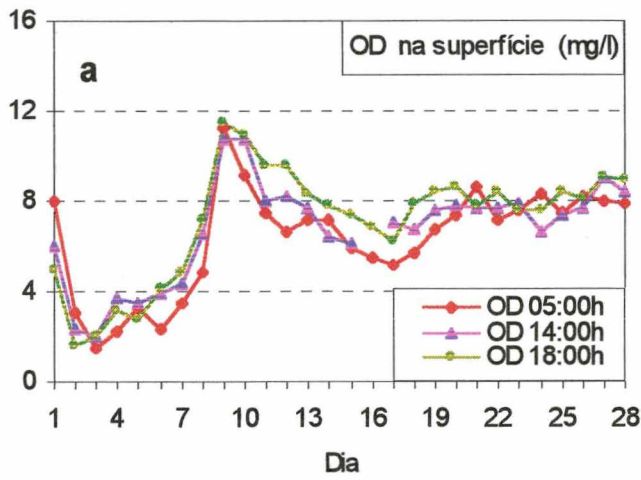


FIGURA 25 - Concentração de Oxigênio Dissolvido (OD), em mg/l, na superfície (a) e no fundo (b) da Lagoa 2, comparando as três horas analisadas. Em c, d e e vê-se a concentração de OD às 05:00h, 14:00h e 18:00h, respectivamente, comparando superfície e fundo da Lagoa 2.

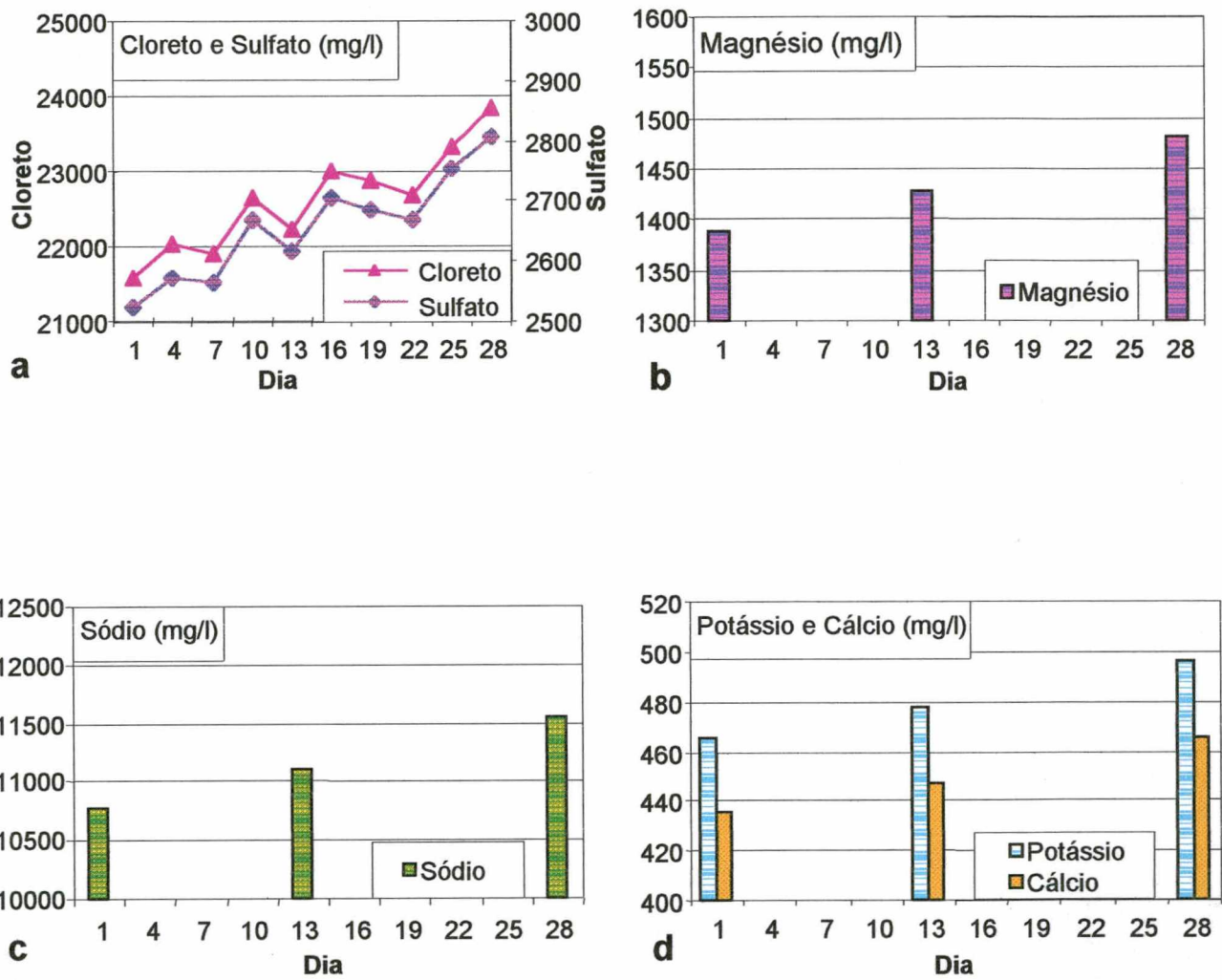


FIGURA 26 - Concentração (mg/l) de cloreto e sulfato (a), magnésio (b), sódio (c), potássio e cálcio (d) na Lagoa 2.

TABELA 14 – Variáveis analisadas durante o tratamento do efluente na Lagoa 2.

Variável	Média ± Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Coefficiente de Variação
Cloreto (mg/l)	22613,91 ± 691,18	21588,70	23844,73	3,06
Sulfato (mg/l)	2656,51 ± 88,59	2524,00	2808,00	3,33
Sódio (mg/l)	11141,43 ± 385,95	10773,27	11543,00	3,46
Potássio (mg/l)	479,74 ± 15,47	465,39	496,13	3,23
Magnésio (mg/l)	1432,19 ± 47,34	1387,44	1481,76	3,31
Cálcio (mg/l)	449,21 ± 14,85	435,81	465,17	3,30
Ortofosfato (mg/l)	1,28 ± 0,43	0,45	1,73	34,00
COD (mg/l)	4,22 ± 1,02	2,69	5,34	24,27
DBO (mg/l)	5,05 ± 5,87	0,30	13,60	116,19
SS (mg/l)	12,34 ± 10,31	1,73	32,40	83,53
Clorofila a (µg/l)	42,25 ± 45,01	0,51	116,67	106,54
Feopigmentos (µg/l)	23,67 ± 28,02	0,00	75,85	118,36

TABELA 15 – Concentração das variáveis analisadas ao longo do tratamento do efluente na Lagoa 2. Em destaque apresenta-se a taxa de incremento ou da eficiência de remoção registrada ao final do período.

VARIÁVEL	DIA										E ou I %
	1°	4°	7°	10°	13°	16°	19°	22°	25°	28°	
Cloreto	21588,7	22027,5	21909,7	22654,1	22232,7	23012,6	22863,8	22668,6	23336,7	23844,7	I= 10,45
Sulfato	2524,00	2572,10	2565,00	2668,80	2616,40	2704,10	2683,90	2667,70	2755,10	2808,00	I= 11,25
Sódio	10773,3				11108,0					11543,0	I= 7,15
Potássio	465,39				477,71					496,13	I= 6,60
Magnésio	1387,44				1427,38					1481,76	I= 6,80
Cálcio	435,81				446,65					465,17	I= 6,74
Ortofosfato	1,44	1,66	1,71	1,54	1,73	1,09	1,37	1,02	0,76	0,45	E=68,75
COD	4,02	3,37	2,69	2,93	3,61	5,34	4,87	4,85	5,24	5,31	I= 32,09
DBO	13,60		3,60*			**		0,30		2,70	E=80,15
SS	13,73	1,73	4,40	25,00	16,40	32,40	16,00	2,53	5,60	5,64	E=58,92
Clorofila a	39,63	0,51	6,70	108,83	61,35	71,30	116,67	3,78	12,18	1,53	E=96,14
Feopigmentos	5,18	2,37	0,00	54,49	46,01	75,85	41,29	1,52	9,39	0,61	E=68,22

Observações: 1) E = Eficiência de remoção e I = Incremento, sendo o cálculo efetuado a partir da diferença entre o 1° e o 28° dia. 2) Clorofila a e feopigmentos são expressos em µg/l, enquanto todas as demais variáveis em mg/l.
* Os valores de DBO apresentados para o 7° e 16° dia correspondem ao 8° e 15° dia, respectivamente.
** Por problemas técnicos, não obteve-se dado de DBO referente ao 15° dia.

5.2.3.3 Compostos nitrogenados

Idem item 5.2.2.3.

5.2.3.4 Ortofosfato dissolvido ($P-PO_4^{3-}$)

A concentração de $P-PO_4^{3-}$ aumentou na primeira semana, no entanto a eficiência de remoção ao final do tratamento foi de 68,75%, sendo a concentração de $P-PO_4^{3-}$ em relação aos dias explicada, através da análise de regressão ($P < 0,05$), pela equação $y = -0,0401x + 1,8593$, com R^2 ajustado de 0,6644 (Tabela 15 e Figura 27 **a** e **b**). Pela análise de correlação ($P < 0,05$) comprova-se haver uma correlação significativa negativa de -0,734 e -0,846 com o pH e o COD, respectivamente (Tabela 9, em ANEXO 4).

5.2.3.5 Carbono orgânico dissolvido (COD)

A concentração de carbono orgânico dissolvido aumentou durante o tratamento, registrando-se uma queda acentuada na primeira semana, elevando-se porém a partir do 10º dia e apresentando ao final do tratamento (28º dia) uma taxa de incremento de 32,09%. A análise de regressão ($P < 0,05$) para a concentração de COD em relação aos dias, fornece a equação $y = 0,0870x + 2,9616$, com R^2 ajustado de 0,5443 (Tabela 15 e Figura 27 **c** e **d**). Recordando citação anterior, o COD manteve uma correlação significativa ($P < 0,05$) negativa com o $P-PO_4^{3-}$ de -0,846, já com o pH a correlação foi positiva, da ordem de 0,792 (Tabela 9, em ANEXO 4).

5.2.3.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5)

A DBO_5 apresentou coeficiente de variação acima de 100 % e uma taxa de remoção de 80,15% (Tabelas 14 e 15 e Figura 27 **e**). A falta de um padrão de incremento ou remoção claramente definido e a pequena quantidade de dados inviabilizou a análise de regressão, não sendo possível também a análise de correlação, uma vez que foi a única variável medida semanalmente.

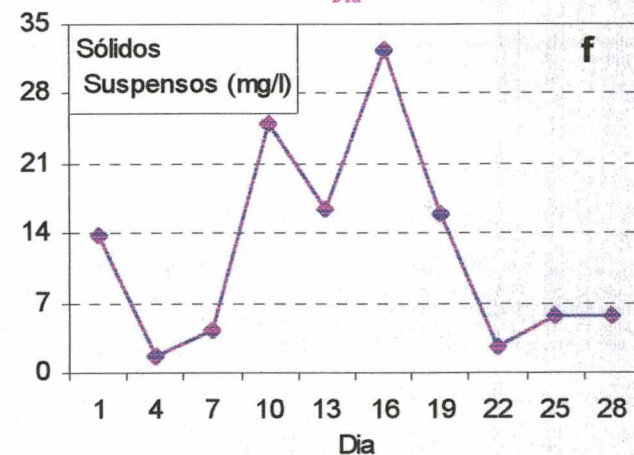
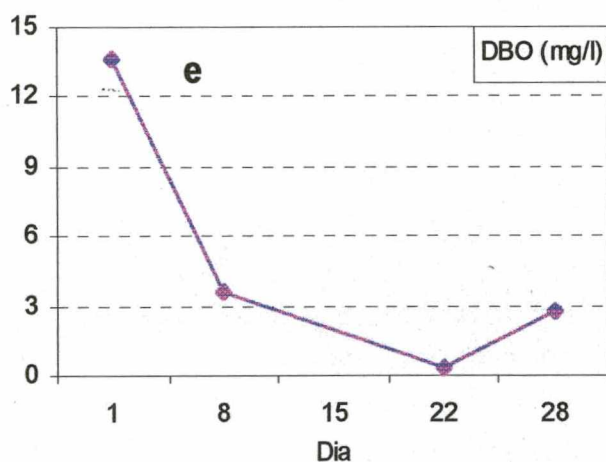
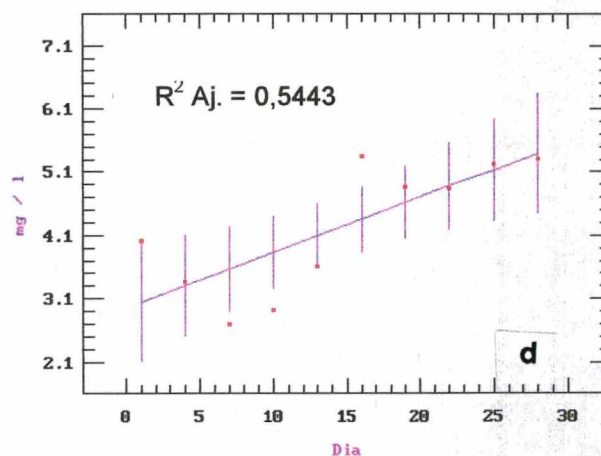
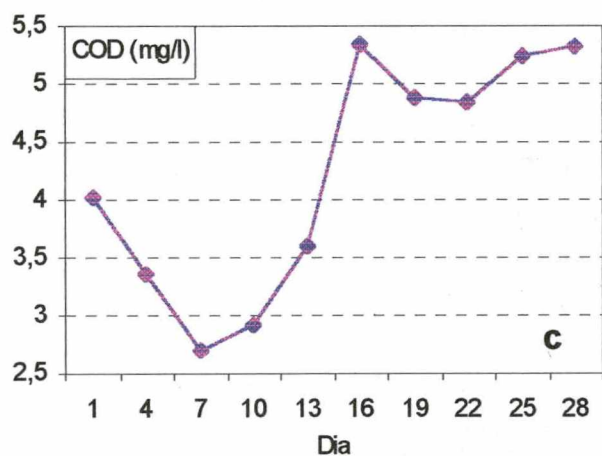
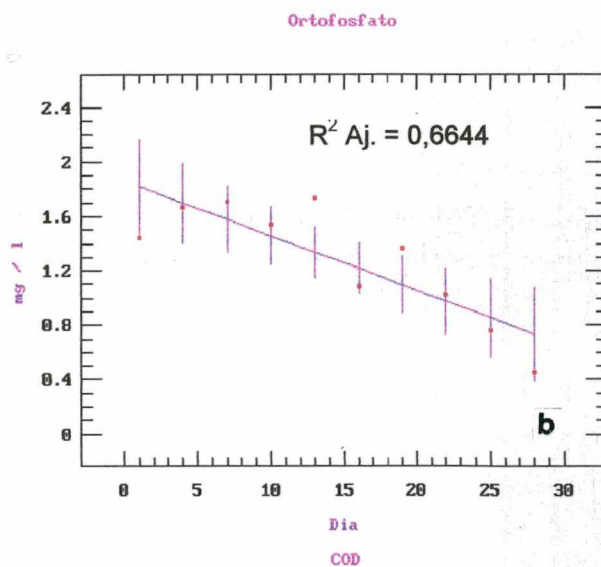
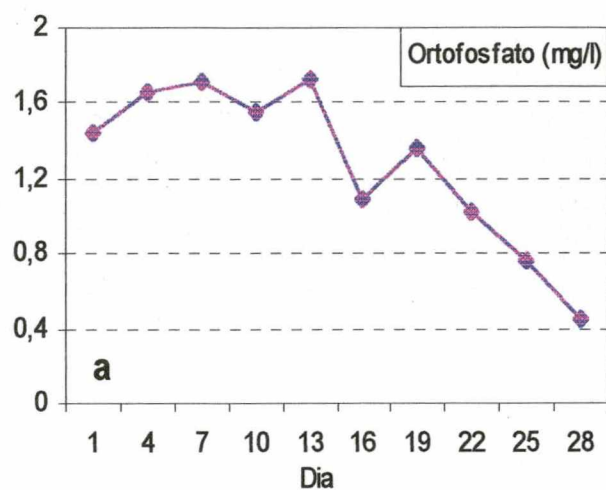


FIGURA 27- Concentração (mg/l) de Ortófosfato Dissolvido ($P-PO_4^{3-}$), Carbono Orgânico Dissolvido (COD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Sólidos Suspensos na Lagoa 2 (a, c, e e f, respectivamente). Em b e d vê-se as respectivas análises de regressão ($P < 0,05$) para $P-PO_4^{3-}$ e COD, com o valor de R^2 ajustado.

5.2.3.7 Sólidos suspensos (SS)

Em relação a concentração média de sólidos suspensos, o coeficiente de variação foi 83,53%, não havendo padrão bem definido desta variável ao longo do tempo, inviabilizando a análise de regressão. A taxa de eficiência de remoção ao final do experimento foi de 58,92% em relação a concentração registrada no momento da coleta do efluente (Tabelas 14 e 15 e Figura 27 f). Foi observada correlação significativa de 0,802 e 0,942 ($P < 0,05$) entre SS e a concentração de clorofila *a* e feopigmentos, respectivamente (Tabela 9, em ANEXO 4).

5.2.3.8 Clorofila *a* e Feopigmentos

Tanto a concentração de clorofila *a* quanto de feopigmentos apresentaram coeficiente de variação acima de 100%, chegando ao final do tratamento com um eficiência de remoção de 96,14 e 88,22 %, respectivamente (Tabelas 14 e 15 e Figura 28 a). A análise de regressão ($P < 0,05$) para a clorofila *a* foi inviabilizada em função desta variável não apresentar um padrão bem definido, porém para feopigmentos, sua variação em relação aos dias, é explicada pela equação $y = 0,0041x^4 - 0,2421x^3 + 4,2461x^2 - 20,5947x + 23,3713$, com R^2 ajustado de 0,6693 (Figura 28 b). Na Tabela 9, em ANEXO 4, observa-se haver correlação significativa ($P < 0,05$) de 0,820 entre a clorofila *a* e os feopigmentos, bem como destas variáveis com sólidos suspensos, sendo 0,802 e 0,942, respectivamente.

5.2.3.9 Residual de fitoplâncton e náuplios de *Artemia* sp

No dia em que o efluente foi transferido para a Lagoa 2, o residual de *C. calcitrans* e *T. tetrathele* foi $3,9 \times 10^4$ e $0,3 \times 10^4$ células/ml, respectivamente. O residual de náuplios de *Artemia* sp vivos foi zero, porém foi observada uma concentração considerável de cistos de *Artemia* sp (0,5 cistos por mililitro).

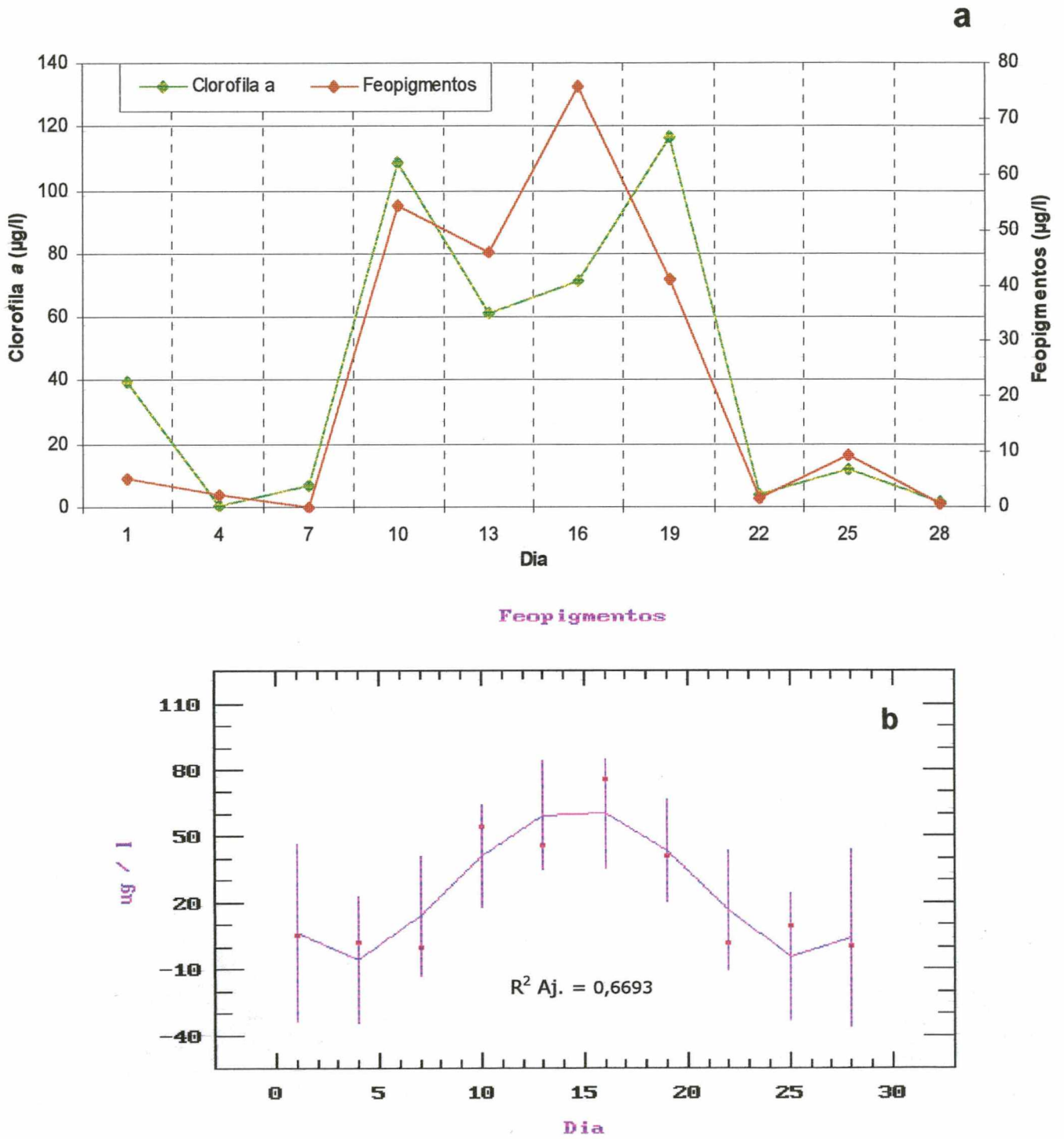


FIGURA 28 - Concentração de Clorofila *a* e Feopigmentos, em µg/l, na Lagoa 2 (a). Análise de regressão para Feopigmentos (b), com os valores de R^2 ajustados.

5.2.3.10 Análise de Componentes Principais para a Lagoa 2

Os efluentes coletados em diferentes dias foram ordenados segundo as variáveis temperatura, pH, sólidos suspensos, ortofosfato dissolvido, OD, COD, Clorofila e feopigmentos. O resultado da análise é apresentado na Figura 29, onde observa-se, na abscissa (eixo X), o primeiro componente principal (CP1), que resumiu 41,6% da variância dos dados e, na ordenada (eixo Y), o segundo componente principal (CP2), que resumiu 36,9% da variância.

As setas na Figura 29 indicam o sentido dos maiores valores para as variáveis citadas. Os pontos com maiores valores de CP1 foram caracterizados principalmente por possuírem maiores concentrações de COD e/ou pH, enquanto os pontos com menores valores de CP1 caracterizaram-se por apresentarem maiores concentrações de ortofosfato e/ou temperatura. Já os pontos com maiores valores de CP2 tenderam a apresentar maiores concentrações de sólidos suspensos, OD, feopigmentos e/ou clorofila. Foram consideradas as variáveis que tiveram correlações com os componentes principais maior que 0,60 em valor absoluto (Tabela 2, ANEXO 5). Nota-se que os primeiros dias (de 1 a 16) possuíram valores de CP1 menores que 0,0 e os dias de 19 a 28 possuíram valores de CP1 maiores que 0,0, indicando que, na lagoa 2, ao longo do tempo, houve uma tendência de diminuição de ortofosfato dissolvido e/ou temperatura, enquanto aumentava COD e/ou pH. Já as concentrações de sólidos suspensos, OD, feopigmentos e/ou clorofila não apresentaram um padrão de variação.

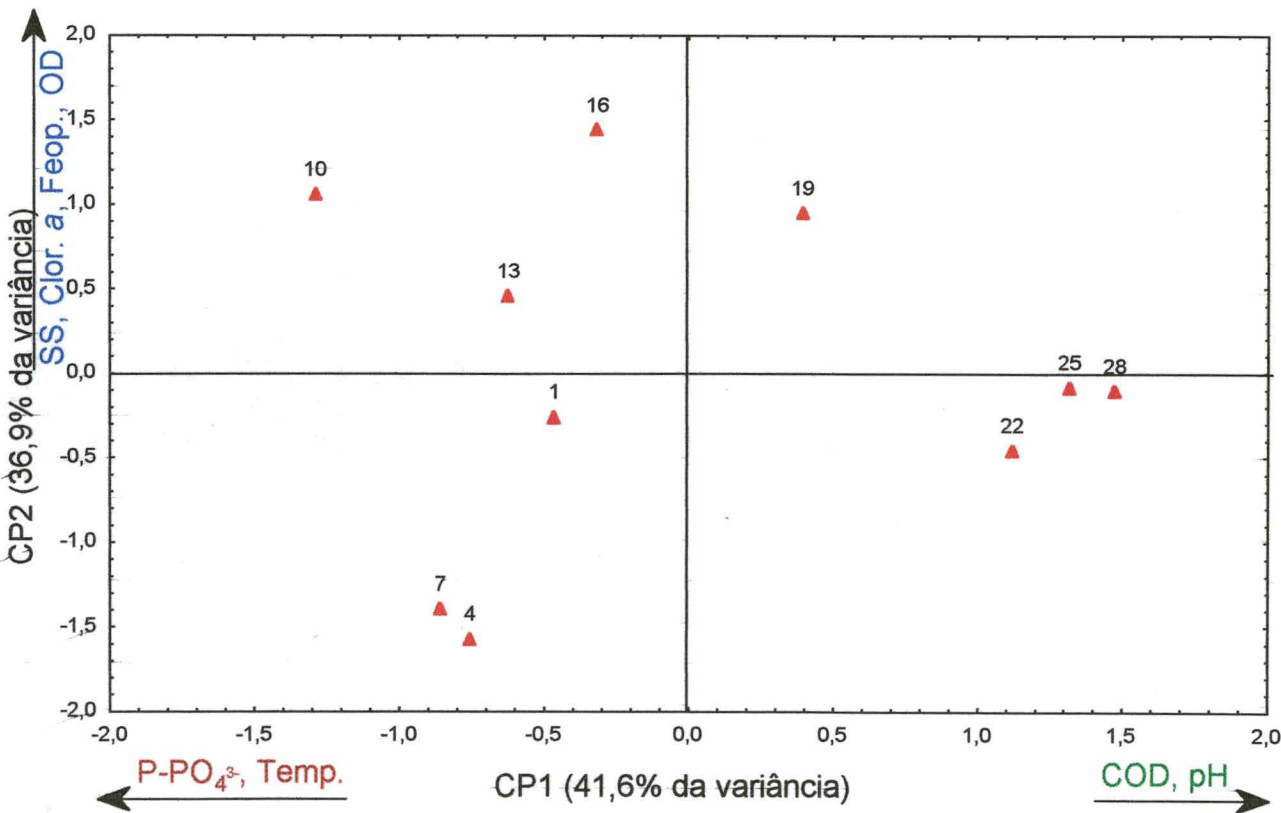


FIGURA 29- Análise da Componentes Principais para a Lagoa 2.

5.2.4 Lagoa 3

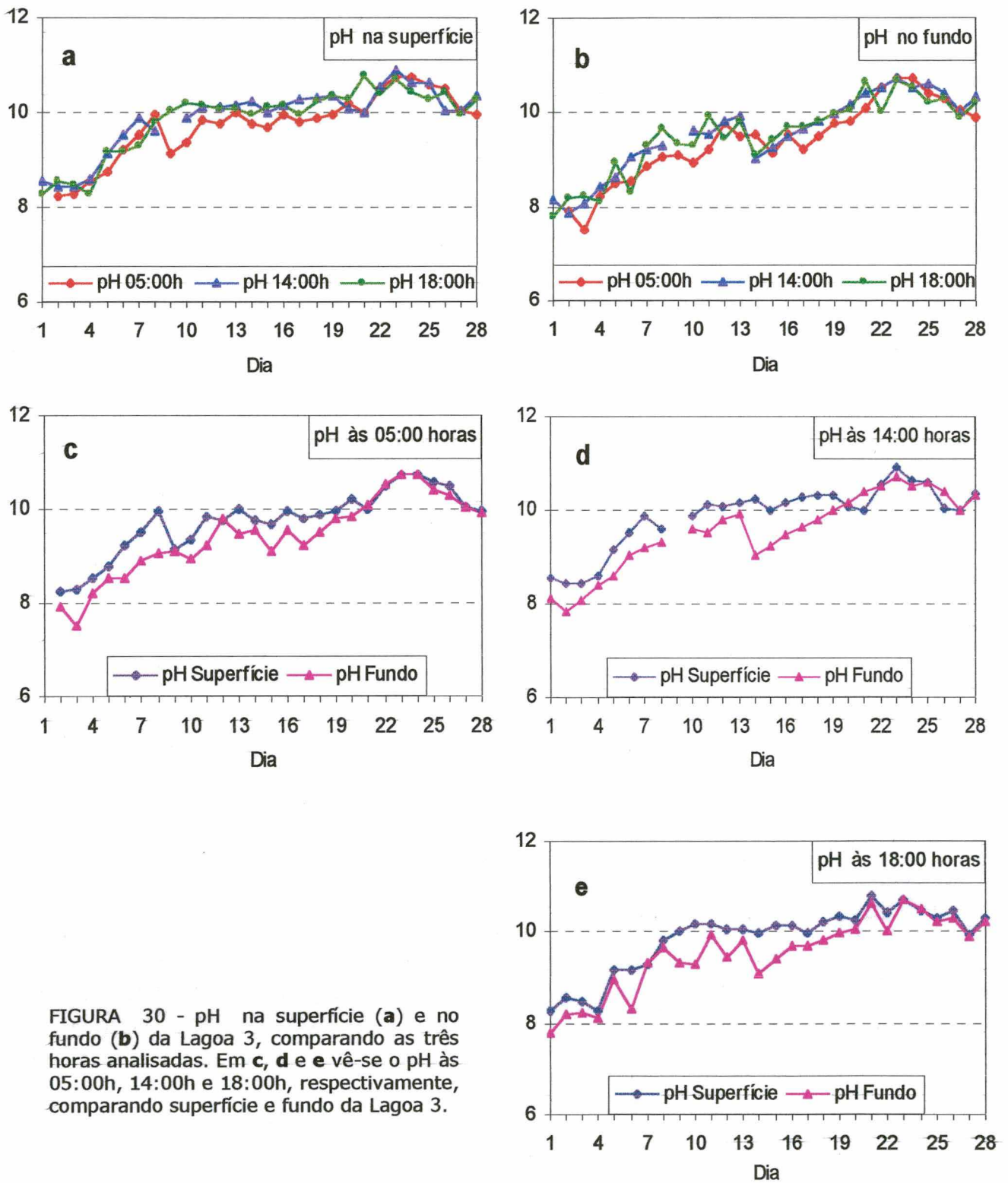
5.2.4.1 pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido

O pH, apesar do baixo coeficiente de variação em relação a média, apresentou valores mais elevados na superfície que no fundo, tendendo a incrementar-se ao longo do tempo, com uma diferença acima de 02 unidades de pH entre os valores mínimo e máximo, para todos os horários analisados (05:00, 14:00 e 18:00 horas), tanto na superfície quanto no fundo (Figura 30 e Tabela 16). No entanto, não houve diferença significativa entre as médias do pH na superfície e no fundo, para todos os horários observados, bem como entre os horários na superfície e no fundo (Tabelas 43 a 47, em ANEXO 3). Pela análise de correlação para o pH, observa-se correlação significativa positiva ($P<0,05$) de 0,730 com o OD e 0,756 com o COD (Tabela 10, em ANEXO 4).

TABELA 16 – pH, temperatura e oxigênio dissolvido (mg/l e % de saturação) durante o tratamento do efluente na Lagoa 3, considerando as horas de análise.

VARIÁVEL	HORA	Média \pm Desvio Padrão		Mínimo		Máximo		Coeficiente de Variação	
		SUPERFÍCIE	FUNDO	SUPER- FÍCIE	FUNDO	SUPER- FÍCIE	FUNDO	SUPER- FÍCIE	FUNDO
pH	05:00	9,74 \pm 0,88	9,42 \pm 0,83	8,24	7,50	10,75	10,72	7,01	8,78
	14:00	9,89 \pm 0,88	9,57 \pm 0,82	8,44	7,85	10,90	10,72	6,90	8,59
	18:00	9,85 \pm 0,72	9,52 \pm 0,79	8,28	7,77	10,78	10,69	7,28	8,35
Temperatura °C	05:00	26,88 \pm 1,16	26,90 \pm 1,16	25,00	25,00	29,20	29,20	4,33	4,31
	14:00	28,42 \pm 1,45	27,55 \pm 1,13	26,20	26,00	31,30	29,90	5,12	4,11
	18:00	28,24 \pm 1,38	27,71 \pm 1,14	26,10	26,10	30,50	30,10	4,87	4,13
OD (mg/l)	05:00	6,31 \pm 1,73	6,25 \pm 1,78	2,11	2,07	8,90	8,99	27,43	28,51
	14:00	7,34 \pm 2,04	8,61 \pm 3,16	3,63	2,75	10,89	13,58	27,84	36,72
	18:00	8,20 \pm 2,47	8,71 \pm 2,95	3,17	2,71	12,01	12,88	30,09	33,89
OD (%)	05:00	95,45 \pm 25,39	94,13 \pm 25,63	33,40	32,70	130,70	138,10	26,60	27,23
	14:00	114,62 \pm 30,22	131,32 \pm 46,61	57,20	44,70	154,50	193,60	26,36	35,50
	18:00	125,07 \pm 36,77	131,29 \pm 44,17	51,40	43,40	171,90	198,10	29,40	33,64

Na Figura 31 observa-se que a temperatura tendeu a aumentar ao longo do tempo, havendo uma queda na última semana, com uma diferença em torno de 4°C entre os valores máximos e mínimos, para todos os horários, tanto na superfície quanto no fundo (Tabela 16). No entanto, não houve diferença significativa entre os valores observados no fundo e na superfície, às 05:00 e às 18:00 horas, embora a temperatura foi significativamente superior (ANOVA, $P<0,05$) na superfície às 14:00 horas. Diferença significativa também foi registrada entre as médias dos horários analisados para o fundo e para a superfície (Tabelas 17 e 18), registrando-se os menores valores às 05:00 horas (Tabelas 51 e 52, em ANEXO 3). Correlação significativa ($P<0,05$) não foi observada entre a temperatura e as demais variáveis testadas (Tabela 10, em ANEXO 4).



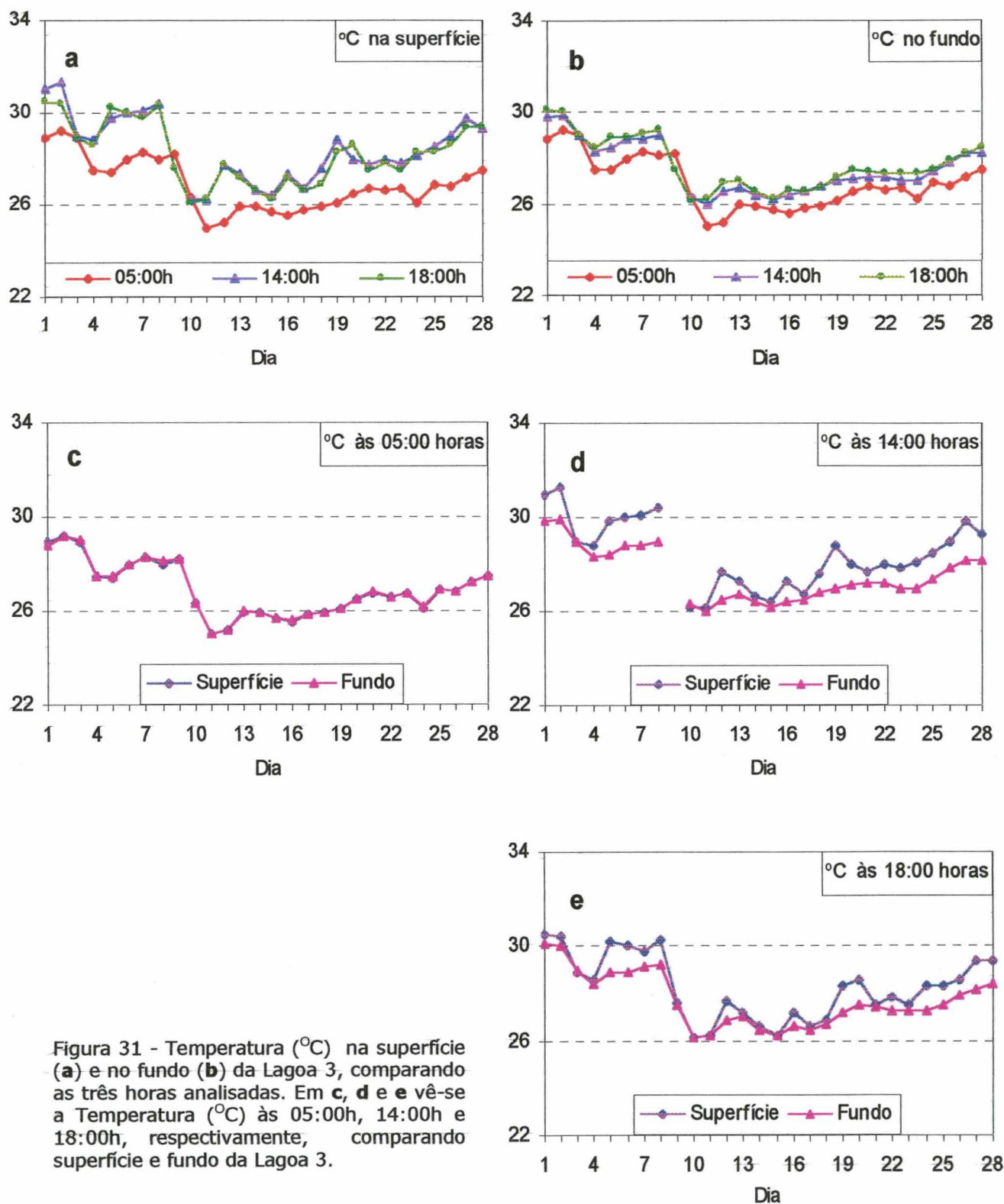


Figura 31 - Temperatura (°C) na superfície (a) e no fundo (b) da Lagoa 3, comparando as três horas analisadas. Em c, d e e vê-se a Temperatura (°C) às 05:00h, 14:00h e 18:00h, respectivamente, comparando superfície e fundo da Lagoa 3.

TABELA 17 - Separação de médias (DUNCAN, $P < 0,05$) da temperatura na superfície da Lagoa 3 às 05:00, 14:00 e 18:00 horas.

Tratamento	Média	Grupos*
05:00 h	26,88214	a
18:00 h	28,23929	b
14:00 h	28,42222	b

* Médias seguidas de letras distintas são diferentes estatisticamente ao nível de 5 % de probabilidade.

TABELA 18 - Separação de médias (DUNCAN, $P < 0,05$) da temperatura no fundo da Lagoa 3 às 05:00, 14:00 e 18:00 horas.

Tratamento	Média	Grupos*
05:00 h	26,90357	a
14:00 h	27,55185	b
18:00 h	27,70714	b

* Médias seguidas de letras distintas são diferentes estatisticamente ao nível de 5 % de probabilidade.

A concentração de oxigênio dissolvido (OD), aumentou gradativamente ao longo dos dias, apresentando um coeficiente de variação acima de 27% em todos os horários, tanto no fundo quanto na superfície, com uma tendência de aumentar durante o dia (Tabela 16 e Figura 32). Não há diferença significativa das concentrações médias de OD entre o fundo e a superfície para os três horários, mas sim entre os horários tanto na superfície quanto no fundo, conforme Tabelas 19 e 20 (Tabelas 53 a 57, em ANEXO 3). Houve correlação significativa ($P < 0,05$) de 0,730 e 0,756 do OD com o pH e o COD, respectivamente (Tabela 10, em ANEXO 4). A porcentagem média de saturação de oxigênio dissolvido, tanto na superfície quanto no fundo, manteve-se acima de 100% às 14:00 e 18:00 horas, e acima de 90% às 05:00 horas (Tabela 16).

TABELA 19 - Separação de médias (DUNCAN, $P < 0,05$) da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) na superfície da Lagoa 3 às 05:00, 14:00 e 18:00 horas.

Tratamento	Média	Grupos*
05:00 h	6,30821	a
14:00 h	7,34370	a b
18:00 h	8,20071	b

* Médias seguidas de letras distintas são diferentes estatisticamente ao nível de 5 % de probabilidade.

TABELA 20 - Separação de médias (DUNCAN, $P < 0,05$) da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) no fundo da Lagoa 3 às 05:00, 14:00 e 18:00 horas.

Tratamento	Média	Grupos*
05:00 h	6,24928	a
14:00 h	8,60704	b
18:00 h	8,71036	b

* Médias seguidas de letras distintas são diferentes estatisticamente ao nível de 5 % de probabilidade.

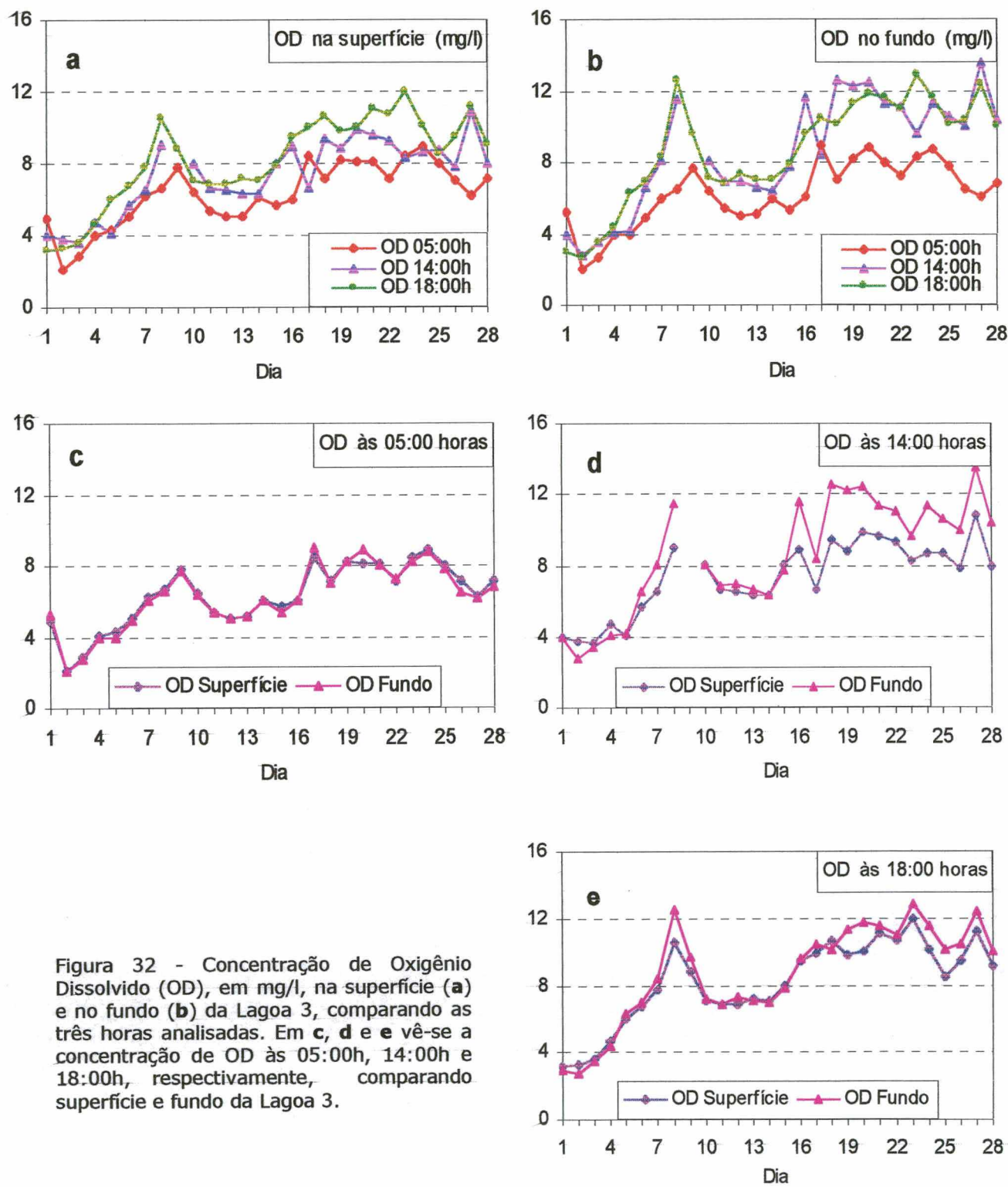


Figura 32 - Concentração de Oxigênio Dissolvido (OD), em mg/l, na superfície (a) e no fundo (b) da Lagoa 3, comparando as três horas analisadas. Em c, d e e vê-se a concentração de OD às 05:00h, 14:00h e 18:00h, respectivamente, comparando superfície e fundo da Lagoa 3.

5.2.4.2 Salinidade e Elementos maiores da água do mar

A salinidade aumentou de 35 partes por mil (‰) no dia da coleta do efluente (1º dia) para 38,5‰ no último dia do tratamento.

Os elementos maiores da água do mar analisados apresentaram coeficiente de variação entre 2,95 e 5,57% e taxa de incremento entre 8,98 e 10,11%, registrando-se as maiores taxas de incremento para o potássio e o sódio (Figura 33 e Tabelas 21 e 22).

TABELA 21 – Variáveis analisadas durante o tratamento do efluente na Lagoa 3.

Variável	Média ± Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Coeficiente de Variação
Cloreto (mg/l)	22964,77 ± 677,80	21864,13	23826,73	2,95
Sulfato (mg/l)	2719,16 ± 86,94	2580,83	2822,87	3,20
Sódio (mg/l)	11365,51 ± 546,74	10807,72	11900,50	4,81
Potássio (mg/l)	479,61 ± 26,70	448,85	496,83	5,57
Magnésio (mg/l)	1463,93 ± 65,45	1397,14	1527,95	4,47
Cálcio (mg/l)	458,83 ± 21,07	436,43	478,26	4,59
Ortofosfato (mg/l)	0,68 ± 0,34	0,12	1,03	49,54
COD (mg/l)	4,55 ± 1,49	2,73	6,83	32,79
DBO (mg/l)	6,77 ± 1,50	5,10	8,00	22,13
SS (mg/l)	9,53 ± 5,30	1,50	18,53	55,62
Clorofila a (µg/l)	36,84 ± 54,01	0,12	184,42	146,60
Feopigmentos (µg/l)	10,48 ± 18,14	0,00	58,57	173,13

TABELA 22 – Concentração das variáveis analisadas ao longo do tratamento do efluente na Lagoa 3. Em destaque apresenta-se a taxa de incremento ou da eficiência de remoção registrada ao final do período.

VARIÁVEL	DIA										E ou I (%)
	1º	4º	7º	10º	13º	16º	19º	22º	25º	28º	
Cloreto	21864,1	22025,1	22246,2	22947,7	23368,5	23261,1	23518,3	23243,0	23347,0	23826,7	I= 8,98
Sulfato	2580,83	2600,00	2621,00	2776,10	2722,60	2747,00	2787,80	2743,80	2789,60	2822,87	I= 9,38
Sódio	10807,7				11388,3					11900,5	I= 10,11
Potássio	448,85				493,13					496,83	I= 10,69
Magnésio	1397,14				1466,71					1527,95	I= 9,36
Cálcio	436,43				461,79					478,26	I= 9,58
Ortofosfato	0,96	0,85	1,03	0,71	1,02	0,94	0,61	0,35	0,24	0,12	E=87,50
COD	2,81	2,73	3,13	3,58	4,39	4,82	5,78	4,89	6,49	6,83	I=143,1
DBO	7,20		**			5,10*		8,00			***
SS	8,27	1,50	10,27	11,20	18,00	6,93	18,53	7,60	7,37	5,60	E=32,28
Clorofila a	18,02	0,12	184,42	28,96	19,75	30,32	54,50	13,65	12,23	6,48	E=64,04
Feopigmentos	1,05	0,86	0,00	18,06	15,47	6,58	58,57	4,15	0,02	0,00	E=100,0

Observações: 1) E = Eficiência de remoção e I = Incremento, sendo o cálculo efetuado a partir da diferença entre o 1º e o 28º dia. 2) Clorofila a e feopigmentos são expressos em µg/l, enquanto todas as demais variáveis em mg/l. * Os valores de DBO apresentados para o 7º e 16º dia correspondem ao 8º e 15º dia, respectivamente. ** Por problemas técnicos, não obteve-se dado de DBO referente ao 8º dia. *** Não foi possível calcular E ou I para a DBO, uma vez que não é apresentado o valor desta variável para o último dia, em virtude de problemas técnicos ocorridos.

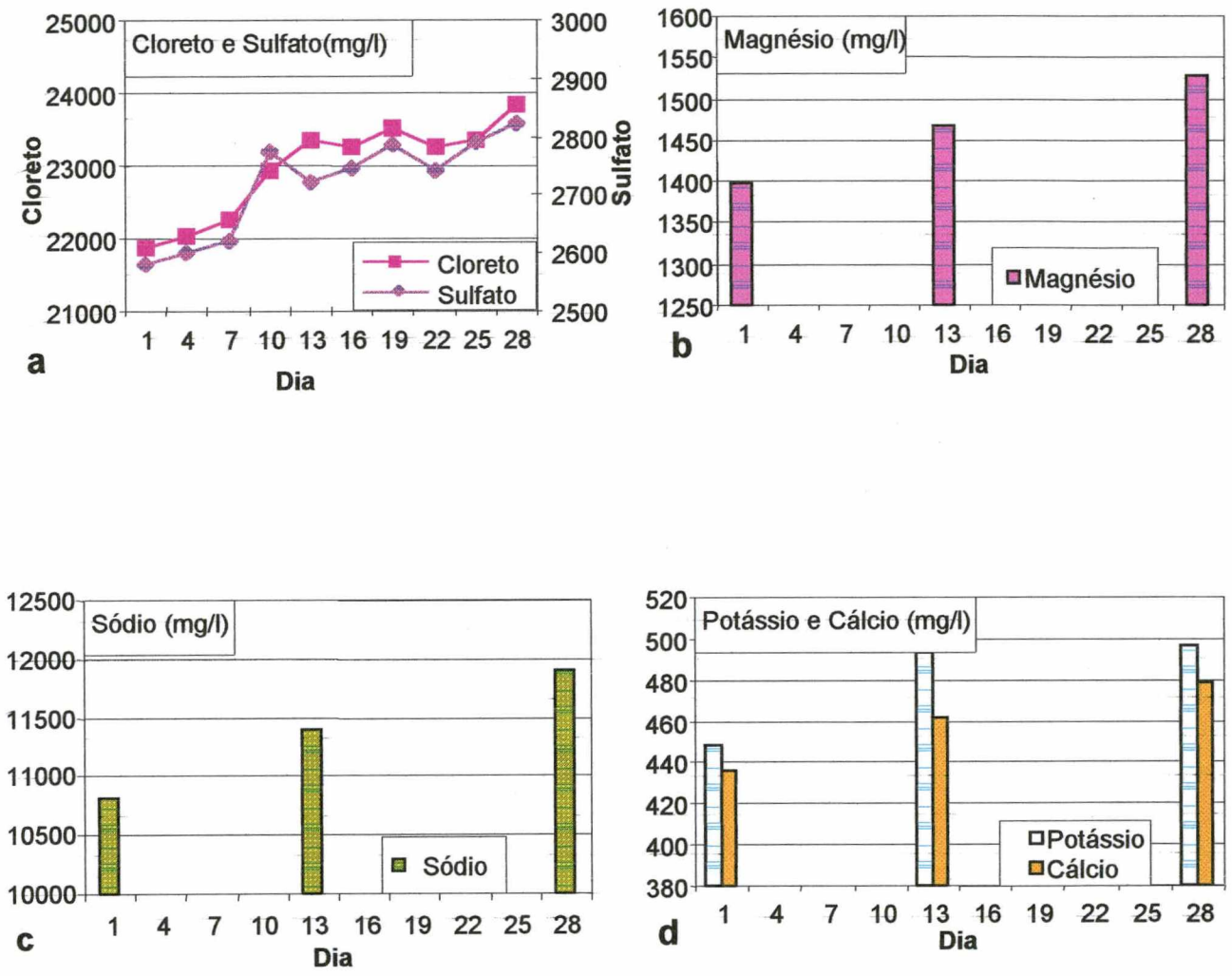


FIGURA 33 - Concentração (mg/l) de cloreto e sulfato (a), magnésio (b), sódio (c), potássio e cálcio (d) na Lagoa 3.

5.2.4.3 Compostos nitrogenados

Idem item **5.2.1.3.**

5.2.4.4 Ortofosfato dissolvido (P-PO_4^{3-})

A concentração de P-PO_4^{3-} tendeu a diminuir ao longo do tempo, verificando-se ao final do tratamento uma eficiência de remoção de 87,50% (Tabela 22 e Figura 34a). A análise de regressão da concentração de P-PO_4^{3-} em relação aos dias ($P < 0,05$), visualizada na Figura 34b, é explicada pela equação $y = -0,0314x + 1,1393$, com R^2 ajustado de 0,6736. Já a análise de correlação ($P < 0,05$) revelou haver uma correlação significativa negativa de -0,778 entre o P-PO_4^{3-} e o COD (Tabela 10, em ANEXO 4).

5.2.4.5 Carbono orgânico dissolvido (COD)

A concentração de carbono orgânico dissolvido aumentou ao longo dos dias, registrando-se ao final do tratamento (28º dia) uma taxa de incremento de 143,1%. Pela análise de regressão ($P < 0,05$) para a concentração de COD em relação aos dias obteve-se a equação $y = 0,1583x + 2,2500$, com R^2 ajustado de 0,9217 (Tabela 22 e Figura 34 c e d). O COD manteve correlação significativa ($P < 0,05$) de 0,756, 0,756 e -0,778 com o pH, o OD e o P-PO_4^{3-} , respectivamente (Tabela 10, em ANEXO 4).

5.2.4.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5)

A DBO_5 variou entre 5,10 mg/l e 8,00 mg/l, havendo uma queda entre o 1º e o 15º dia, ultrapassando os valores iniciais na terceira semana, não sendo possível calcular a taxa de incremento ou remoção em função de não haver dado para o último dia de tratamento (Tabela 22 e Figura 34e). Por causa da pequena quantidade de dados não foi possível realizar as análises de regressão e correlação para a DBO_5 .

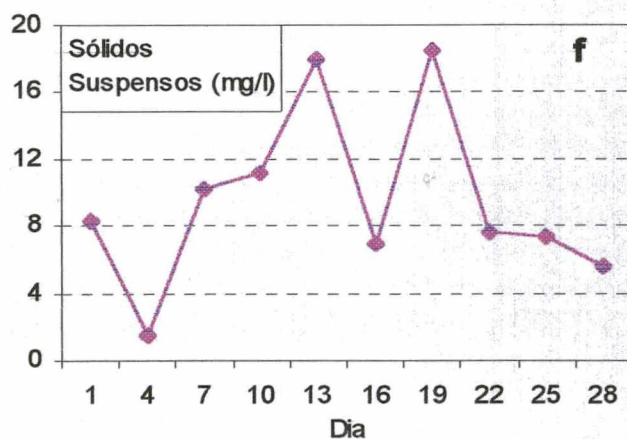
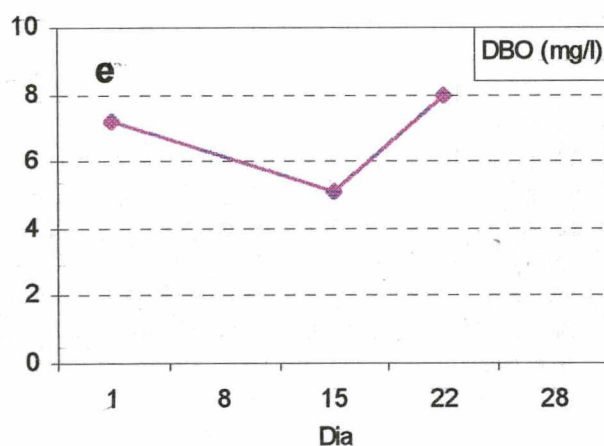
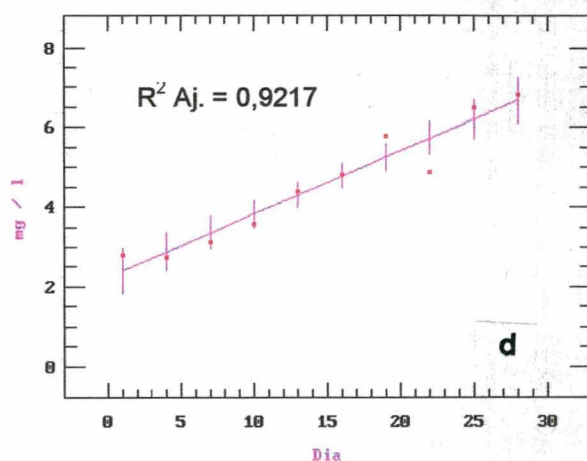
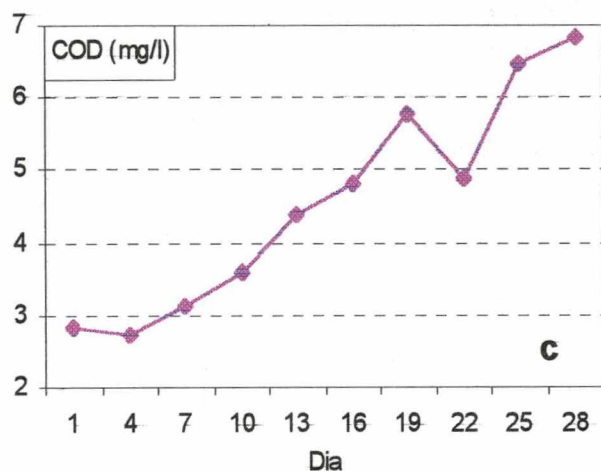
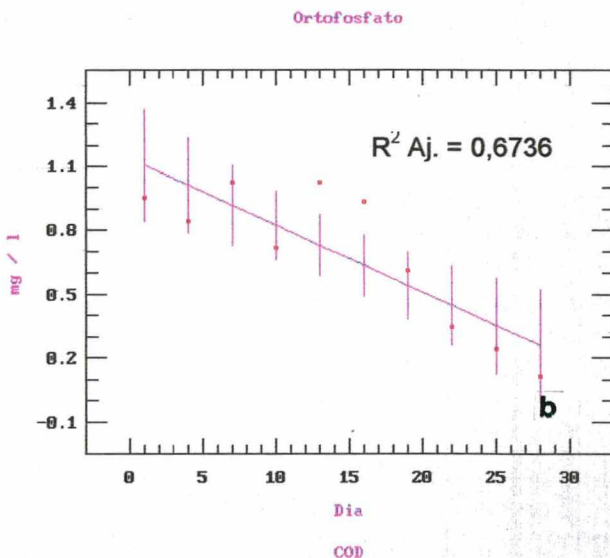
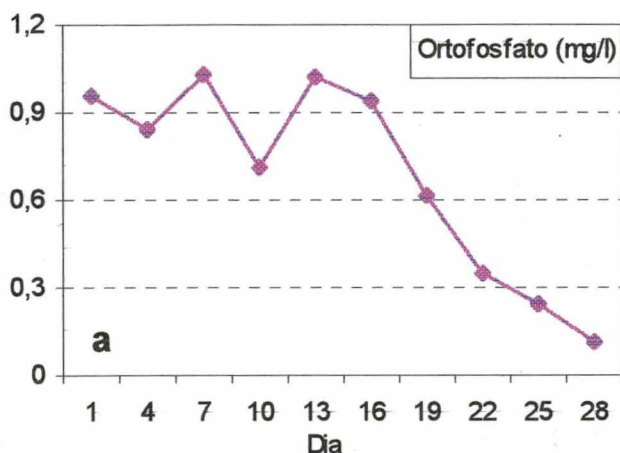


FIGURA 34 - Concentração (mg/l) de Ortofosfato Dissolvido ($P-PO_4^{3-}$), Carbono Orgânico Dissolvido (COD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Sólidos Suspensos na Lagoa 3 (**a**, **c**, **e** e **f**, respectivamente). Em **b** e **d** vê-se as respectivas análises de regressão ($P < 0,05$) para $P-PO_4^{3-}$ e COD, com o valor de R^2 ajustado.

5.2.4.7 Sólidos suspensos (SS)

A concentração de sólidos suspensos em relação aos dias não apresentou um padrão bem definido, impossibilitando a análise de regressão ($P < 0,05$), apresentando ao final do tratamento uma taxa de remoção de 32,28% (Tabela 22 e Figura 34f). Já a análise de correlação demonstrou haver uma correlação positiva de 0,758 com os feopigmentos (Tabela 10, em ANEXO 4).

5.2.4.8 Clorofila *a* e Feopigmentos

Tanto a concentração de clorofila *a* quanto de feopigmentos apresentaram coeficiente de variação bem acima de 100%, apresentando ao final do tratamento eficiência de remoção de 64,04 e 100,0%, respectivamente (Tabelas 21 e 22 e Figura 35). Não foi possível a análise de regressão ($P < 0,05$) para a clorofila *a* e feopigmentos, uma vez que estas variáveis não mantiveram um padrão. Conforme observa-se na Tabela 10, em ANEXO 4, não há correlação significativa ($P < 0,05$), para clorofila *a* com as demais variáveis testadas, verificando-se entretanto correlação significativa de 0,758 entre feopigmentos e sólidos suspensos.

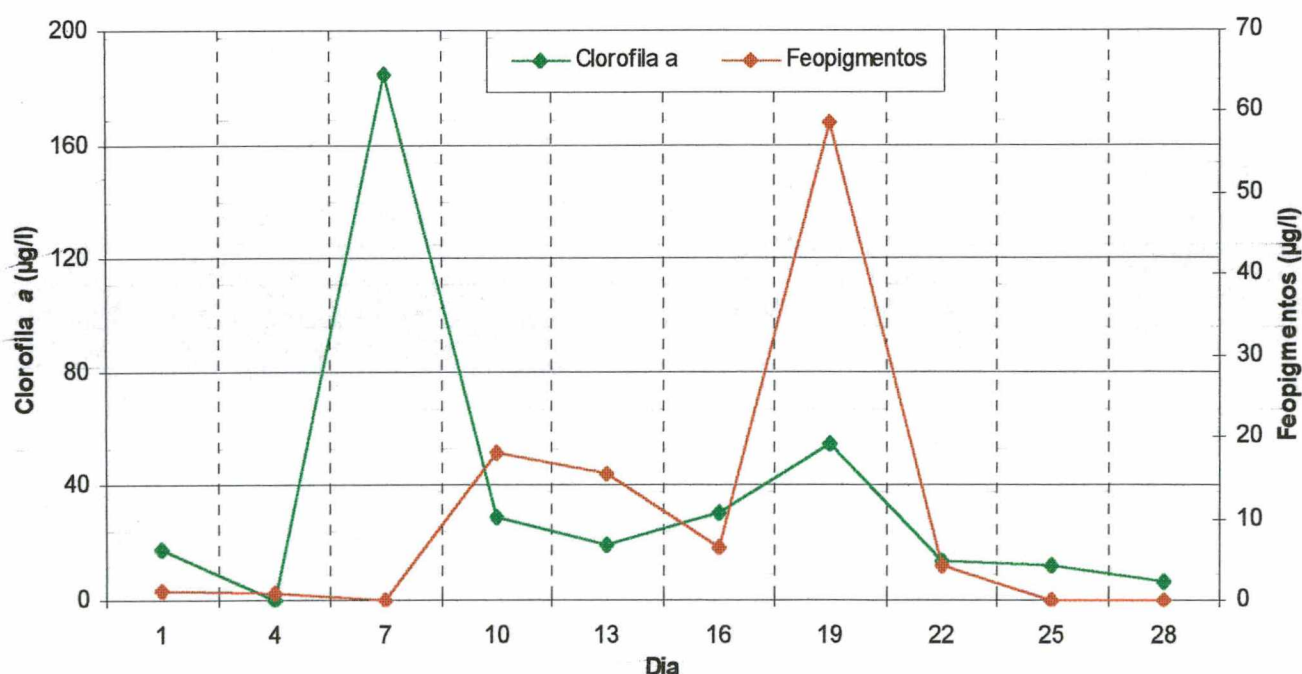


FIGURA 35 - Concentração de Clorofila *a* e Feopigmentos, em µg/l, na Lagoa 3.

5.2.4.9 - Residual de fitoplâncton e náuplios de *Artemia* sp

O residual de *C. calcitrans*, no momento da transferência do efluente para a Lagoa 3, foi $2,1 \times 10^4$ células/m. Não foi detectado residual de *T. tetrathele* nem de náuplios de *Artemia* sp vivos, sendo observada uma concentração 0,1 cistos de *Artemia* por mililitro.

5.2.4.10 - Análise de Componentes Principais para a Lagoa 3

Os efluentes coletados em diferentes dias foram ordenados segundo as variáveis temperatura, pH, sólidos suspensos, ortofosfato dissolvido, OD, COD, Clorofila *a* e feopigmentos. O resultado da análise é apresentado na Figura 36, onde observa-se, na abscissa (eixo X), o primeiro componente principal (CP1), que resumiu 42,0% da variância dos dados e, na ordenada (eixo Y), o segundo componente principal (CP2), que resumiu 27,7% da variância. As setas na Figura 36 indicam o sentido dos maiores valores para as variáveis citadas. Os pontos com maiores valores de CP1 foram caracterizados principalmente por possuírem maiores concentrações de OD e/ou pH, enquanto os pontos com menores valores de CP1 caracterizaram-se por apresentarem maiores concentrações de ortofosfato dissolvido. Por sua vez, os pontos com maiores valores de CP2 tenderam a apresentar maiores concentrações de feopigmentos e/ou ortofosfato. Foram consideradas as variáveis que tiveram correlações com os componentes principais maior que 0,60 em valor absoluto (Tabela 2, ANEXO 5). Nota-se que os primeiros dias (de 4 a 16) possuíram valores de CP1 menores que 0,0 e os dias de 19 a 28 possuíram valores de CP1 maiores que 0,0, indicando que, na lagoa 3, ao longo do tempo, houve uma tendência de diminuição de Ortofosfato, enquanto aumentava COD e/ou pH. Já entre o sétimo e décimo nono dia observou-se valores de CP2 maiores de 0,0, indicando maiores concentrações de feopigmentos e/ou ortofosfato dissolvido, as quais flutuaram consideravelmente ao longo do tempo. O dia 1 foi suprimido da análise porque faltava o dado de pH, que não foi registrado por problemas técnicos.

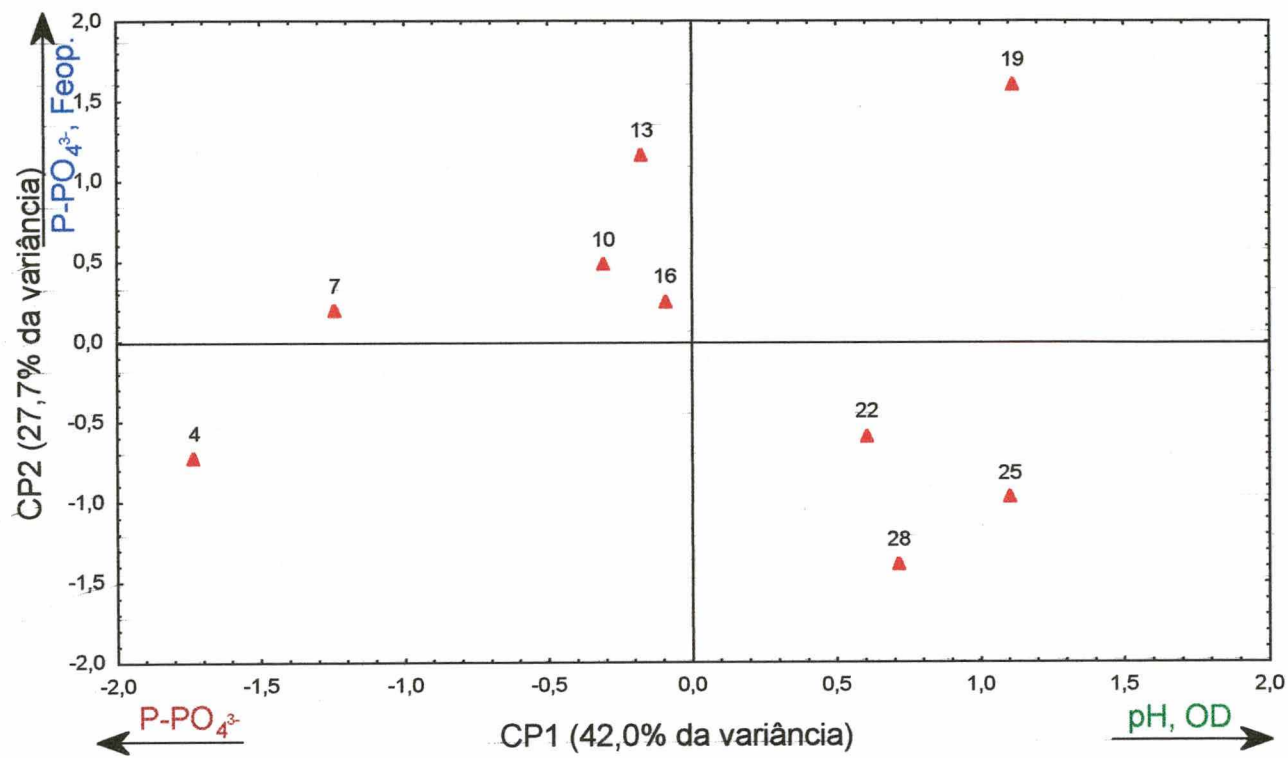


FIGURA 36 - Análise de componentes principais para a Lagoa 3.

6 DISCUSSÃO

6.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

6.1.1 Salinidade, Temperatura, pH e Oxigênio Dissolvido

Tanto na água do mar que abastece o Laboratório de Camarões Marinhos (LCM) quanto nos efluentes de *Farfantepenaeus paulensis* e *Litopenaeus vannamei*, a salinidade manteve-se praticamente constante durante todo o ciclo de larvicultura, apresentando baixo coeficiente de variação (Tabela 5), ficando a média em 34,19‰, 34,06‰ e 34,13‰, respectivamente, estando portanto dentro da faixa característica para a água do mar, a qual é recomendada para a larvicultura de peneídeos (OLIVERA, 1995; ALFONSO & COELHO, 1997b).

Por sua vez, no subsistema central da Lagoa da Conceição, onde são lançados os efluentes do LCM, a salinidade média registrada por KOCH, PORTO FILHO & PANITZ (1997) foi de 29,10 ‰, estando próxima dos valores encontrados no presente trabalho. Acreditando-se que esta diferença de salinidade de 5 ‰ não afeta o ecossistema da lagoa, uma vez que a mesma mantém comunicação permanente com o mar através de um canal dragado, de forma que as flutuações de marés e as precipitações que ocorrem na bacia hidrográfica, determinam variações de salinidade no corpo lagunar (SORIANO-SIERRA, 1999), tendo SIERRA DE LEDO & SORIANO-SIERRA (1999) registrado flutuações de 23,00 a 39,50 ‰, com média de 31,49 ‰ para o período de janeiro de 1993 a abril de 1994.

A diferença significativa observada entre as médias de temperatura (Tabela 6) para a água ($20,92^{\circ}\text{C} \pm 0,48$) e os efluentes de *F. paulensis* ($25,92^{\circ}\text{C} \pm 0,94$) e *L. vannamei* ($27,59^{\circ}\text{C} \pm 0,66$), é um reflexo do aquecimento da água, mencionado no item 3.1.2 da revisão bibliográfica, realizado para manter as condições ótimas das espécies cultivadas. Por ser inferior a 40°C estes valores de temperatura adotados nas larviculturas de peneídeos encontram-se dentro do limite para lançamento de efluentes, estabelecido pela Legislação Estadual sobre Recursos Hídricos, conforme Artigo 19 do Decreto Nº 14.250, de 05 de junho de 1981 (SANTA CATARINA, 1998). Destacando-se ainda que o volume de água de cada tanque de larvicultura (15m^3), ou ainda o volume total dos oito tanques existentes na Larvicultura do LCM (entorno de 120m^3), é muito inferior ao volume do corpo receptor — a Lagoa da Conceição — cujo volume segundo PORTO FILHO et al. (apud SIERRA DE LEDO & SORIANO-SIERRA, 1999) é de $49,87 \times 10^6 \text{m}^3$.

Como pode observar-se na Tabela 5, o pH tanto para o efluente de *L. vannamei*, que variou de 7,41 a 8,41 com média de $8,07 \pm 0,33$, quanto de *F. paulensis*, que variou de 7,39 a 8,50 com média de $8,09 \pm 0,33$, manteve-se dentro dos limites permitidos para o lançamento de efluentes, que seria de 6,0 a 9,0 (SANTA CATARINA, 1998), apresentando coeficiente de variação abaixo de 4,2% nos efluentes e na água que abastece o cultivo. Os valores encontrados no presente trabalho estão próximos daqueles encontrados por MILLAMENA, CASALMIR & SUBOSA (1991), quando registraram variações de pH entre 8,10 a 8,35, em larvicultura de *P. monodon* com sistema de recirculação de água.

Por outro lado, considerando que, o pH da água do mar se mantém normalmente entre 7,5 e 8,4, aparecendo os maiores valores na camada superficial, onde o CO₂ é consumido para a fotossíntese (TAIT, 1987), constata-se que os valores registrados no presente trabalho são característicos da água do mar, observando-se que os menores valores, registrados no final do ciclo (quando os camarões encontravam-se entre os estágios de PL₄ a PL₉), refletem flutuações sofridas na água do mar que abastece o LCM, uma vez que esta apresentou valores similares para o mesmo período (Figura 5).

Em relação ao oxigênio dissolvido (OD), observa-se na Tabela 5 que as concentrações foram de 4,98-7,01 mg/l no efluente de *F. paulensis*, 4,66-6,68 mg/l no efluente de *L. vannamei* e 5,14-6,73 mg/l na água do mar. Comparando-se estes dados com aqueles obtidos por VINATEA (1993) em larviculturas experimentais de *F. paulensis*, onde o OD manteve-se próximo ao ponto de saturação variando entre 5,8 e 6,4 mg/l, observa-se que os valores máximos obtidos no presente trabalho estão acima daqueles encontrados por este autor, porém os valores mínimos estão abaixo. Este fato também é observado ao comparar os resultados obtidos com os dados de MILLAMENA, CASALMIR & SUBOSA (1991) para larviculturas experimentais de *P. monodon* com sistema de recirculação de água, quando registraram concentrações entre 5,9 e 6,2 mg/l.

Destaca-se ainda que a concentração de oxigênio está diretamente relacionada a concentração de alimento fornecido, conforme comprovou MILLAMENA (1990) em larviculturas de *P. monodon* com diferentes taxas de alimentação, registrando concentrações de OD sempre acima de 4 mg/l em tratamentos com menores concentrações de alimento, chegando a superar 6 mg/l, porém em unidades experimentais onde a concentração de alimento foi maior a concentração de OD caiu abaixo de 4 mg/l, mantendo-se entorno de 3 mg/l.

A legislação estadual que regula o lançamento de efluentes (Decreto Nº 14.250, de 05 de junho de 1981) não especifica a concentração de OD permitida, no entanto estabelece em seu artigo 19, inciso XV que "os efluentes líquidos, (...), não deverão conferir ao corpo receptor características em desacordo com os critérios e padrões de qualidade de água, adequados aos diversos usos benéficos previstos para o corpo d'água" (SANTA CATARINA, 1998). Por assim

ser, considerando que, segundo a Resolução CONAMA Nº 20 de 18/06/86 (BRASIL, 1986), a Lagoa da Conceição é classificada como um corpo de águas salobras de Classe 7, o OD em suas águas não deve ser inferior a 5 mg/l. Isto indica que, em relação a concentração média, considerando ainda o desvio padrão, tanto o efluente de *F. paulensis*, com média de $5,92 \pm 0,53$ mg/l e 86,56% de saturação, quanto o efluente de *L. vannamei*, com média de $5,72 \pm 0,52$ mg/l e 86,16% de saturação, estão em consonância com as características do corpo receptor.

Por outro lado, o fato de não haver diferença significativa de pH nem de OD entre a água e os efluentes, reflete que alterações significativas destas duas variáveis não são observadas nos efluentes gerados durante o ciclo de larvicultura, quando comparados a água que abastece a larvicultura do LCM. Já as significativas correlações positivas, encontradas para o pH e o OD entre os dois efluentes, demonstram que estas variáveis mantiveram um padrão similar nos efluentes avaliados, ainda que se tratasse de cultivos de espécies diferentes.

6.1.2 Elementos maiores da água do mar

Segundo MARTIN (1970), a concentração média dos elementos maiores (em partes por mil = g/Kg) analisados na água do mar com salinidade de 35‰, seria de 19,353 ppm de cloreto, 10,76 ppm de sódio, 2,712 ppm de sulfato, 1,294 ppm de magnésio, 0,413 de cálcio e 0,387 de potássio. Considerando que a água do mar, a 0°C e 35 ‰, tem uma densidade igual a $1,028 \text{ g cm}^{-3}$ (WEYL, 1970), realizou-se a conversão de unidade para mg/l, levando em conta a salinidade de 34,06 ‰, como foi a média observada no presente trabalho (Tabela 5). Assim, a concentração média para os diferentes elementos, em mg/l, seria: 19.360,6 de cloreto; 10.764,2 de sódio; 2.713,1 de sulfato; 1.294,5 de magnésio; 413,2 de cálcio e 387,2 de potássio.

Na água do mar analisada no presente trabalho, observou-se que as concentrações, em mg/l, de cloreto (21177,8), sódio (10.651,38), sulfato (2.486,84), magnésio (1.368,94), cálcio (426,49) e potássio (455,13) encontraram-se muito próximas das concentrações esperadas para uma água com salinidade de 34,06‰, com uma diferença menor de 10% para todos os elementos, exceto para o potássio. A concentração de potássio foi 17,6% superior aquela que seria de se esperar, ultrapassando as concentrações de cálcio, o que não é observado na água do mar. Isto revela um erro experimental em função das concentrações de sódio serem muito elevadas quando comparadas as de potássio e o tempo de retenção destes elementos ser muito próximo, o que comprometeu a análise cromatográfica, indicando a necessidade de uma diluição superior a 100 vezes para a análise destes dois elementos em água do mar.

Já nos efluentes, foi observado um incremento de todos elementos, em relação a água do mar, refletindo o incremento de salinidade registrado para os dois efluentes (Tabela 4). No entanto, este incremento nunca foi superior a 10%, quando comparado as concentrações observadas na água do mar.

6.1.3 Compostos Nitrogenados

Segundo ESTEVES (1998), nos ambientes aquáticos, entre outras formas, o nitrogênio pode ser encontrado como nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos, etc.) e nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos), sendo que dentre estas formas o nitrato e o amônio assumem grande importância, uma vez que representam as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários.

Na água do mar a concentração de nitrato encontra-se entre 0,001-0,600 mg/l, mantendo-se nas águas superficiais entre 0,001-0,200 mg/l, podendo haver maiores concentrações próximo à costa pela ressuspensão dos sedimentos e aportes de rios, sendo que apesar das flutuações nas quantidades totais, as concentrações relativas de nitrato e fosfato, mantêm-se quase sempre constante, com uma relação Nitrato/Fosfato de 7:1 em peso e 15:1 quando expressa em íons, indicando que os dois íons são absorvidos e liberados pelos organismos vivos na mesma proporção que se encontram na água (TAIT, 1987).

Assim sendo, ainda que a análise dos compostos nitrogenados tenha ficado comprometida no presente trabalho, o fato de que a concentração de nitrato estaria abaixo de 4,4 mg/l, quando comparada as concentrações média de fosfato presente nos efluentes de *F. paulensis* ($1,52 \pm 0,97$) e *L. vannamei* ($1,79 \pm 0,92$), nos permite avaliar que a relação Nitrato/Fosfato nos efluentes ficou bem abaixo do que seria normalmente esperado para o ambiente marinho. Por outro lado, uma concentração máxima inferior a 4,4 mg/l está bem abaixo das concentrações máximas obtidas por OLIVEIRA (1998) em águas residuárias de larvicultura de ostras (*Crassostrea gigas*), que ultrapassaram 50 mg/l, mantendo-se as concentrações médias sempre acima de 8 mg/l. No entanto QUESADA (1998), em cultivo de juvenis de *Litopenaeus schmitti* com diferentes densidades de estocagem, reportou concentrações de nitrato entre 0,28 e 0,75 mg/l.

Finalmente, para efeito de cumprir os padrões de lançamento, não se pode inferir muito, pois como ficou registrado no presente trabalho e também por VINATEA (1993) os níveis de

nitrito e amônia em larviculturas de peneídeos desenvolvidas no LCM estariam bem abaixo de 10 mg/l. Assim sendo, somente uma análise do nitrogênio total revelaria se este nutriente ultrapassa ou não os limites estabelecidos pela legislação estadual que regula o lançamento de efluentes (Decreto Nº 14.250, de 05 de junho de 1981), onde em seu artigo 19, inciso VIII, fixa que o limite máximo para o lançamento em trechos de corpos de água contribuintes de lagoas, lagunas e estuários é de 10,0 mg/l de nitrogênio total (SANTA CATARINA, 1998).

6.1.4 Ortofosfato Dissolvido

A concentração média de ortofosfato dissolvido observada na água de abastecimento da larvicultura ($0,13 \pm 0,09$ mg/l) encontra-se próxima das concentrações máximas estabelecidas por TAIT (1987) para a água do mar, que seria de 0,1-0,001 mg/l, enfatizando este autor que próximo a costa pode-se encontrar valores mais elevados em função da ressuspensão de sedimentos do fundo e das grandes quantidades presentes nas águas de alguns rios.

Já em relação a concentração de ortofosfato nos efluentes, observa-se que um perfil similar foi mantido nos dois efluentes (Figura 6), conforme revelou a análise de correlação, não havendo diferença significativa das médias. Por outro lado, a quantidade média de ortofosfato presente nos efluentes de *F. paulensis* ($1,52 \pm 0,97$) e *L. vannamei* ($1,79 \pm 0,92$) é considerada elevada, uma vez que ultrapassa o limite estabelecido pela legislação estadual que regula o lançamento de efluentes (Decreto Nº 14.250, de 05 de junho de 1981), onde em seu artigo 19, inciso VIII, estabelece que o limite máximo para o lançamento em trechos de corpos de água contribuintes de lagoas, lagunas e estuários é de 1,0 mg/l de fósforo total (SANTA CATARINA, 1998).

As análises de regressão, apresentadas na Figura 6 **b** e **c**, revelaram um comportamento bastante instável das concentrações de ortofosfato ao longo do ciclo de larvicultura das duas espécies estudadas, tendo variado de 0,52 a 3,84 mg/l no efluente de *F. paulensis* e entre 0,59 a 3,75 mg/l no efluente de *L. vannamei*, com um coeficiente de variação acima de 50% (Tabela 5). Estes valores são semelhantes àqueles obtidos por OLIVEIRA (1998) em águas residuárias de larviculturas de ostras, com diferentes taxas de renovação e densidade, quando, em três diferentes experimentos, obteve flutuações da concentração de ortofosfato entre 0,74-3,90 mg/l no experimento 1 (seis primeiros dias de cultivo), 0,84-4,49 mg/l no experimento 2 (do 7º ao 14º dia) e 1,78-12,17 mg/l no experimento 3 (do 15º ao 23º dia). Discutindo os dados, a autora relacionou as menores concentrações encontradas nos

experimentos 1 e 2 ao meio de cultivo utilizado para o crescimento do fitoplâncton que é ofertado às larvas, já as maiores concentrações observadas no último experimento foram atribuídas à menor renovação de água, sugerindo haver decomposição da matéria orgânica no meio.

Os meios de cultivo do fitoplâncton são empregados para promover o crescimento e a reprodução das microalgas, sendo que a quantidade e a qualidade dos nutrientes disponíveis no meio afetam o crescimento algal pela influência sobre a taxa de produção fotossintética, necessitando-se de diversos nutrientes para um crescimento saudável, principalmente, nitrogênio e fósforo (DERNER, 1997). Como fonte de fósforo os meios de cultivo para fitoplâncton normalmente contém super fosfato triplo, sendo este utilizado no LCM tanto no meio de cultivo para *Chaetoceros calcitrans* quanto para *Tetraselmis tetrahele* (DERNER, 1997), inclusive no período de realização do presente trabalho.

Dados de estudos preliminares realizados em paralelo ao presente trabalho, revelaram que as concentrações de ortofosfato dissolvido nas culturas de microalgas utilizadas como alimento na larvicultura variaram de 1,7 a 10,4 mg/l em cultivos de *C. calcitrans* e de 2,4 a 4,9 mg/l em cultivos de *T. tetrahele*. Os resultados evidenciaram que cultivos mais novos (primeiro dia de uso na larvicultura) apresentaram maiores concentrações residuais de ortofosfato, revelando a presença de nutrientes ainda não assimilados, provavelmente porque a cultura ainda estaria no início da fase exponencial.

Pelo exposto, pode-se inferir que as maiores concentrações de ortofosfato obtidas entre as fases de M_1 - M_2 a PL_1 - M_3 (Figura 6 a), podem estar diretamente relacionadas ao fornecimento de microalgas para as larvas, pois analisando-se as fichas de cultivo dos dois tanques estudados (dados obtidos junto ao setor de larvicultura do LCM), observou-se que nesta etapa de cultivo foram ofertadas maiores concentrações de microalgas às larvas, cumprindo assim suas necessidades nesta etapa de cultivo (ver ANEXO 1). Já quando as pós-larvas se encontravam entre PL_1 - PL_3 , uma queda brusca da produção de *C. calcitrans* no setor de microalgas resultou em uma diminuição da oferta destas para a larvicultura. Isto explica a queda das concentrações residuais de ortofosfato observada no período de PL_2 - PL_4 , uma vez que o suprimento de fitoplâncton ficou restrito, ao uso de *T. tetrahele*, a qual, como já foi mencionado, apresenta menores concentrações de ortofosfato.

O fato de não ter sido evidenciada correlação positiva entre as concentrações de ortofosfato e as concentrações residuais de células de fitoplâncton, pode ser explicado pela presença de protozoários no tanque de cultivo, os quais provavelmente diminuíram os residuais de fitoplâncton, bem como de possível mortalidade do fitoplâncton. Ainda assim, se considerarmos somente os últimos 11 dias de cultivo, pode-se observar uma correlação

positiva entre Ortofosfato e o residual de *C. calcitrans* no efluente de *L. vannamei* (Tabela 5 em ANEXO 4).

Por outro lado, os alimentos não consumidos e as excretas dos animais são fontes importantes de fósforo para o tanque de cultivo, conforme já reportado por MACINTOSH & PHILLIPS (1992a) e PÁEZ-OSUNA et al. (1997), os quais destacam que em viveiros de camarão acima de 80% do fósforo fornecido com o alimento é eliminado do sistema sem ser assimilado pelos camarões.

É interessante ainda atentar para o fato da relação nitrato/fosfato ser bastante inferior aquela encontrada normalmente em ambientes marinhos, conforme já foi discutido no item 6.1.3, pois de acordo com PÉRÈS (1980) a eutrofização excessiva se manifesta quando há grande abundância de sais minerais nutritivos ou ainda quando as respectivas proporções de nitrogênio e fósforo se distanciam bastante do cociente atômico "ideal".

6.1.5 Carbono Orgânico Dissolvido (COD)

A concentração de COD, tanto na água do mar ($1,48 \pm 0,11$ mg/l) quanto nos efluentes de *F. paulensis* ($3,72 \pm 1,14$ mg/l) e *L. vannamei* ($4,10 \pm 1,28$ mg/l), manteve-se dentro do limite característico para águas superficiais no mar, que segundo BAUMGARTEN, ROCHA & NIENCHESKI (1996) fica entre 0,5 a 5,0 mg/l, observando-se que as concentrações máximas nos dois efluentes estiveram abaixo de 7,00 mg/l. Por outro lado, MOSS & PRUDER (1995) em cultivos experimentais de juvenis de *L. vannamei*, durante 44 dias, observaram que as concentrações mantiveram-se abaixo de 1,4 mg/l.

Acredita-se que microalgas, protozoários e as próprias pós-larvas tenham contribuído substancialmente para o incremento de COD ao longo do cultivo, uma vez que de acordo com ESTEVES (1998) o COD origina-se principalmente da decomposição de plantas e animais, bem como a partir de produtos de excreção destes organismos. Este autor ainda explica que a excreção de COD, principalmente pelo fitoplâncton e macrófitas aquáticas durante a fase vegetativa e sua senescência, através da autólise de células, constitui uma importante fonte de COD para a coluna d'água. Quanto ao alimento fornecido e restos não consumidos, bem como fezes de peixes e camarões, BOYD (1996) afirma que estes também constituem-se em fonte de matéria orgânica dissolvida.

Diferenças significativas não foram observadas entre as médias dos efluentes, observando-se um perfil semelhante do COD nos dois efluentes, como inferiu a correlação

positiva, bem como pode ser observado pelo comportamento similar revelado através das análises de regressão (Figura 7 **b** e **c**). Por sua vez, é óbvia a correlação positiva observada entre o COD e a DBO no efluente de *F. paulensis*, pois estas duas variáveis constituem-se em métodos indiretos para a determinação da matéria orgânica (VON SPERLING, 1996a), sendo que uma vez que se introduz uma certa quantidade de matéria biodegradável na água, a demanda bioquímica de oxigênio é proporcional (BRANCO, 1984). Já a correlação positiva do COD com o ortofosfato e a clorofila *a* no efluente de *L. vannamei*, indiretamente vem revelar a sua correlação com o fitoplâncton, como sugere ESTEVES (1998), uma vez que o ortofosfato é uma consequência da oferta do fitoplâncton e a clorofila *a* é o reflexo da presença deste último no tanque de cultivo. Nos últimos 11 dias de cultivo, a correlação positiva do COD com o ortofosfato, a clorofila *a* e a concentração residual de células de *C. calcitrans*, torna mais evidente esta relação.

6.1.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

A DBO foi praticamente nula na água do mar, porém em termos médios foi similar nos dois efluentes analisados, como comprovou a análise da variância, havendo correlação positiva entre os efluentes, com grande flutuação tanto no efluente de *F. paulensis* (0,0-15,8 mg/l) quanto de *L. vannamei* (0,0-27,7 mg/l), conforme demonstra o coeficiente de variação (Tabela 5 e Figura 6). Acredita-se que esta grande variação observada nos efluentes é uma consequência das intensas mudanças metabólicas a que as larvas estão submetidas neste estágio da vida, o que resulta na necessidade de diferentes tipos de alimentação utilizados durante um ciclo de larvicultura.

Na média, a DBO nos efluentes de *F. paulensis* ($5,12 \pm 4,64$ mg/l) e *L. vannamei* ($6,41 \pm 7,43$ mg/l) manteve-se abaixo de 10 mg/l, portanto próxima dos valores observados por MILLAMENA, CASALMIR & SUBOSA (1991) em larviculturas de *P. monodon* com recirculação de água, a qual variou de 2,4 a 8,6 mg/l. No entanto, neste mesmo trabalho os autores registraram DBO de até 25 mg/l em tratamento com renovação estática de água. Em um outro trabalho realizado com pós-larvas de *P. monodon* (PL₄-PL₉), as consequências da quantidade de alimento ofertado sobre a DBO foi demonstrada por MILLAMENA (1990), quando obteve que em tratamentos com maiores concentrações de alimento a DBO manteve-se acima de 10 mg/l, chegando a ultrapassar 20 mg/l, enquanto que em tratamentos com menores concentrações de alimento a DBO não excedeu 10 mg/l, refletindo em melhor sobrevivência dos organismos cultivados. Assim sendo, observa-se que os valores máximos obtidos pelos autores

anteriormente citados, estão próximos daqueles obtidos no presente trabalho, reforçando mais a idéia já apresentada de que a DBO está diretamente relacionada ao alimento ofertado.

A tendência a concentrações de DBO próximas a média durante o período larval (antes de chegar a pós-larva), como revelaram as análises de regressão (Figura 8 **b** e **c**), pode estar associada às maiores concentrações de fitoplâncton ofertadas neste período, sendo que restos de alimento não consumidos são esperados, em função das larvas consumirem preferencialmente o fitoplâncton. Quanto as maiores concentrações de DBO registradas no final do ciclo de larvicultura (a partir de PL₅), acredita-se estar intimamente ligada ao fornecimento de náuplios de *Artemia*, conforme revelado através da correlação positiva entre DBO e residual de *Artemia* para o efluente de *L. vannamei*.

No efluente de *F. paulensis* não foi evidenciada a mesma correlação significativa, porém houve uma tendência a correlação positiva entre a DBO e o residual de *Artemia*, conforme pode-se observar na Tabela 6 do ANEXO 4. Quanto a correlação positiva existente entre DBO e COD no efluente de *F. paulensis*, esta parece estar mais associada ao fornecimento de *C. calcitrans* e aos restos de ração não consumida do que ao próprio residual de *Artemia*.

Considerando os aspectos legais, observa-se que as maiores concentrações de DBO registradas no presente trabalho encontram-se abaixo do limite máximo estabelecido para o lançamento de efluentes líquidos que é de 60 mg/l, conforme artigo 19, inciso XIV do Decreto Nº 14.250, de 05 de junho de 1981 (SANTA CATARINA, 1998). No entanto, de acordo com a resolução CONAMA Nº 20 (BRASIL, 1986), é importante considerar que a DBO é de até 5mg/l para um corpo de água salobra classe 7, destinado à recreação de contato primário, à proteção das comunidades aquáticas e à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas a alimentação humana, como é o caso da Lagoa da Conceição. Isto significa que na média a DBO estaria no limite do corpo de água receptor, encontrando-se cerca de 50% das amostras dos dois efluentes acima de 5 mg/l. Finalmente, cabe aqui ressaltar que atualmente o efluente gerado na larvicultura do Laboratório de Camarões Marinhos, antes de atingir a Lagoa da Conceição, passa por uma pequena lagoa de água doce, sendo necessário avaliar qual a eficiência desta como um sistema de pré-tratamento, bem como qual a capacidade de autodepuração da Lagoa da Conceição no local de lançamento final dos efluentes.

Os estudos de autodepuração são uma recomendação da legislação vigente (SANTA CATARINA, 1998), assim como dos programas permanentes de acompanhamento da qualidade dos corpos d'água (BRASIL, 1986). Os trabalhos que abordam a autodepuração, baseiam-se preferencialmente em estudos realizados em rios (VON SPERLING, 1996). Neste sentido é importante atentar que a fim de obter êxito em um estudo de autodepuração é necessário ter um amplo entendimento dos fenômenos de transporte que ocorrerão no corpo receptor do efluente, compreendendo-se como se dá a difusão e dispersão do material conforme exposto por SCHNOOR (1996). Por sua vez, um estudo de autodepuração requer também um

entendimento dos fatores biológicos de depuração das águas, uma vez que a poluição excessiva ou permanente provoca a perturbação do ecossistema e leva a proliferação de microorganismos que consomem muito oxigênio (MARTIN, 1985).

6.1.7 Sólidos Suspensos (SS)

A exemplo do que foi observado para a DBO, a concentração de sólidos suspensos foi praticamente nula na água do mar, variando de 0,0 a 4,6 mg/l, o que é desejável para larviculturas de peneídeos. Por outro lado, o alto coeficiente de variação (acima de 100%) registrado nos dois efluentes refletiu a instabilidade desta variável ao longo do ciclo de cultivo.

Em função da falta de dados sobre a concentração de sólidos suspensos em larviculturas de peneídeos, ainda que trate-se de sistemas de cultivo bastante diferentes, a título de discussão, os valores obtidos no presente trabalho são comparados àqueles registrados em cultivos de camarões em viveiros (etapa de engorda). Assim sendo, as concentrações registradas por HOPKINS et al. (1993) em 140 dias de cultivos de *Litopenaeus setiferus* com diferentes densidades de estocagem e taxas de renovação de água, ficaram acima de 150 mg/l em todos os tratamentos testados. Já em cultivo de *L. vannamei*, realizado ao longo de 153 dias, com e sem troca de água, HOPKINS et al. (1996) observaram que a concentração de sólidos suspensos manteve-se entre 43,0 e 97,5 mg/l, considerando o total de viveiros amostrados.

Comparando, as concentrações observadas neste último estudo realizado por HOPKINS et al. (1996) encontraram-se mais próximas dos valores médios registrados no presente trabalho para o efluente de *F. paulensis* ($36,43 \pm 38,66$) e *L. vannamei* ($59,94 \pm 80,90$). Observou-se que a concentração de sólidos suspensos na larvicultura, inicialmente, parece ter sido influenciada pela presença do fitoplâncton e restos de alimento (ração), mantendo-se um perfil semelhante nos dois efluentes (Figura 7). Porém durante os estágios de pós-larva, as flutuações foram grandes, conforme pode-se observar pelos coeficientes de variação acima de 100% (Tabela 5), atribuindo-se isto principalmente ao residual de náuplios de *Artemia*, como comprovou a correlação positiva observada para *L. vannamei*.

No efluente de *F. paulensis*, parece que além do residual de náuplios de *Artemia*, outros fatores podem ter interferido nas concentrações de sólidos suspensos, como maiores quantidades de ração não consumida e, possivelmente, cistos de *Artemia* não eclodidos e náuplios mortos. Ressalta-se ainda que a larvicultura de *F. paulensis* sofreu uma intensa mortalidade dos animais na etapa de pós-larva, o que não é comum nesta etapa de cultivo, e isto parece ter contribuído para a desestabilização do sistema de cultivo, principalmente, se

considerar-se que até o período M₂-M₃ as concentrações mantiveram-se muito próximas nos dois efluentes (Figura 6). Finalmente, há que se considerar também a possibilidade de erro experimental quando as pós-larvas encontravam-se entre os estágios de PL₂- PL₅, tendo-se observado grande variação entre as três filtrações diárias realizadas no efluente de *F. paulensis* destes dias.

6.1.8 Clorofila *a* e Feopigmentos

A concentração da clorofila *a* está diretamente correlacionada a concentração de fitoplâncton no meio, enquanto os feopigmentos surgem da degradação da clorofila, como resultado da digestão do zooplâncton (PARSONS, MAITA & LALLI, 1989).

A fim de caracterizar os efluentes de diferentes cultivos, ZIEMANN et. al. (1992) analisaram 10 parâmetros de qualidade de água, dentre os quais resgata-se aqui os dados referentes a clorofila *a* e feopigmentos (Tabela 23).

TABELA 23 – Concentração média e limites de confiança (95%) de clorofila *a* e feopigmentos no efluente de quatro tipos diferentes de cultivo de aquicultura.

Variável	Peixe de água doce	Camarão de água doce	Peixe marinho	Camarão Marinho
Clorofila <i>a</i> (µg/l)	46,2 (21,4 - 98,5)	277,7 (218,0 - 353,5)	3,3 (2,5 - 4,3)	35,8 (26,7 - 47,8)
Feopigmento (µg/l)	16,3 (8,2 - 31,5)	9,9 (4,2 - 21,7)	1,9 (1,6 - 2,3)	7,2 (5,5 - 9,5)

Fonte: ZIEMANN et. al. (1992).

No presente trabalho, as concentrações médias de clorofila *a* não diferiram estatisticamente entre os efluentes estudados, ficando em $37,88 \pm 31,25$ µg/l no efluente de *F. paulensis* e $68,59 \pm 56,31$ µg/l no efluente de *L. vannamei*, com um elevado coeficiente de variação (Tabela 5). Em termos médios, comparando estes resultados aos dados obtidos por ZIEMANN et. al. (1992) apresentados anteriormente, observa-se que estiveram próximos daqueles registrados em cultivos de camarões marinhos e peixes de água doce. Já os valores máximos obtidos no presente trabalho, sobretudo no efluente de *L. vannamei* (288,67 µg/l), estiveram mais próximos daqueles obtidos no efluente de cultivos de camarão de água doce.

No que se refere aos feopigmentos, um grande coeficiente de variação foi registrado para os dois efluentes, sendo que as concentrações médias para o efluente de *F. paulensis* ($2,51 \pm 3,33$ µg/l) e de *L. vannamei* ($0,36 \pm 0,95$ µg/l) aproximaram-se mais da concentração média obtida por ZIEMANN et. al. (1992) em cultivos de peixes marinhos, enquanto os valores

máximos registrados no efluente de *F. paulensis* se aproximaram mais dos efluentes de camarões marinhos e de água doce, assemelhando-se ao limite mínimo registrado para peixe de água doce.

Apesar da grande variação, a correlação positiva entre os dois efluentes comprovou um comportamento similar em relação a presença de clorofila *a*, sendo que a análise de regressão, plotada na Figura 10 **b** e **c**, também revelou este perfil semelhante. Nos dois efluentes foi verificada correlação positiva entre Clorofila *a* e residual de *Chaetoceros calcitrans*, o que é compreensível, uma vez que de acordo com HARVEY (apud TAIT, 1987), a quantidade de clorofila que pode ser extraída por unidade de volume de água do mar depende do número de células vegetais presentes. Quanto ao fato de não haver correlação positiva entre Clorofila *a* e residual de *T. tetrathele*, talvez possa ser em função de uma interferência da clorofila *b*, própria das clorofíceas.

Ainda que não tenha sido encontrada uma correlação significativa ($P < 0,05$), houve uma tendência a correlação negativa entre a presença de feopigmentos e residual de *C. calcitrans* no efluente de *F. paulensis* (Tabela 2 em ANEXO 4), aumentando esta tendência nos últimos 11 dias do ciclo de cultivo (Tabela 4 em ANEXO 4). Por outro lado, três picos distintos foram identificados pela análise de regressão (Figura 10 **a** e **d**), o que parece refletir que, nestes períodos de maiores concentrações de feopigmentos, tenha sido utilizada alga de pior qualidade, com possibilidade de morte celular na larvicultura, registrando-se que as maiores concentrações de feopigmentos ocorreram em épocas que o fornecimento de algas estava limitado ou deficiente. Isto também justificaria, a ausência quase total de feopigmentos no efluente de *L. vannamei*, pois como o cultivo desta espécie estava ainda em fase de teste, cuidados redobrados foram dispensados pelos técnicos do LCM, inclusive garantindo o fornecimento de alimentos de melhor qualidade a estas larvas.

6.1.9 Residual de Fitoplâncton e Náuplio de *Artemia* sp

No LCM, tanto a *Artemia* quanto as algas utilizadas, são espécies exóticas, sendo que o residual de fitoplâncton, assim como de náuplios de *Artemia*, é uma particularidade do efluente de larviculturas de peneídeos, onde o fornecimento de alimento vivo é indispensável ao bom desempenho desta etapa do cultivo.

Como já foi mencionado antes, por causa de problemas ocorridos no setor de produção de microalgas do LCM, o fornecimento de fitoplâncton para a larvicultura ficou comprometido. Normalmente, os residuais esperados na larvicultura são mais altos uma vez que as

concentrações de *C. calcitrans* devem ser mantidas entorno de 10×10^4 célula por mililitro (cél/ml) durante as fases larvais e mantém-se num mínimo de 5×10^4 cél/ml no período pós-larval (PL₁-PL₁₀), conforme as tabelas de alimentação apresentadas no ANEXO 1. Concentrações muito abaixo ou muito acima do que é recomendado a cada etapa, normalmente, resultam em problemas para o cultivo das larvas. Assim sendo, VINATEA (1993) em larviculturas experimentais de *F. paulensis* realizadas entre o estágio de Z₁ até de PL₁, utilizando como alimento *C. calcitrans* e náuplios de *Artemia* vivos e congelados, registrou residuais de *C. calcitrans* entre 4,0 e $15,0 \times 10^4$ cél/ml, com concentrações médias sempre acima de $7,7 \times 10^4$ cél/ml.

Em dados não publicados, armazenados pelo setor de larvicultura do LCM, também pode-se observar que, se há disponibilidade de algas e não ocorre *bloom* de protozoários, os residuais sempre se mantêm próximo ao que é fornecido, pois normalmente as microalgas crescem no tanque de cultivo, equilibrando o que é consumido com as taxas de crescimento algal. Residuais médios como aqueles encontrados para os efluentes de *F. paulensis* $2,09 \pm 2,84 \times 10^4$ cél./ml e *L. vannamei* $4,35 \pm 5,23 \times 10^4$ cél./ml estão bastante aquém do ideal, sendo que concentrações de 20×10^4 cél./ml, como foi registrado para o efluente de *L. vannamei* (Figura 11), estão acima do que normalmente é encontrado. As adversidades enfrentadas no fornecimento de fitoplâncton resultaram nos elevados coeficientes de variação registrados (Tabela 4).

A fim de compensar o déficit de *C. calcitrans*, o fornecimento de *T. tetrathele* durante praticamente todo o período de cultivo esteve acima do que é recomendado no ANEXO 1 ($0,2 \times 10^4$ cél./ml), fazendo com que o residual observado no efluente de *F. paulensis* ($0,40 \pm 0,35$ cél./ml) e de *L. vannamei* ($0,94 \pm 0,62$ cél./ml) atingisse concentrações tão elevadas. A administração emergencial de *T. tetrathele* ocasionou as flutuações demonstradas pelos elevados coeficientes de variação, sendo que a diferença significativa observada entre as médias reflete o uso prioritário de *T. tetrathele* no tanque de *L. vannamei*.

A significativa correlação positiva entre os residuais de *C. calcitrans* e Clorofila *a*, bem como a interferência do fitoplâncton sobre as demais variáveis analisadas, pode ser constatada ao longo de toda a discussão até aqui apresentada.

Quanto ao residual de *Artemia*, trata-se de um efluente bastante caro, uma vez que os cistos são importados. Normalmente, evita-se o desperdício e, em uma larvicultura bem manejada, o residual deve ser praticamente nulo. Porém, problemas inesperados, como doenças e/ou mortalidades, podem gerar residuais, por vezes muito elevados, podendo estes também estar relacionado a processos de metamorfose, quando as larvas consumiriam menores quantidades.

As médias de residual de náuplios de *Artemia* obtidas para o efluente de *F. paulensis* ($0,58 \pm 0,70$ náuplio/ml) e *L. vannamei* ($0,38 \pm 0,58$ náuplio/ml), são semelhantes aos valores médios registrados na maioria dos cultivos de *F. paulensis* realizados no LCM, observando-se que larvas saudáveis geralmente consomem tudo o que é ofertado (dados não publicados). Assim sendo, a análise de regressão observada na Figura 10 **b** reflete a má qualidade das pós-larvas de *F. paulensis*, com uma tendência que normalmente não seria esperada em um cultivo saudável, pois o consumo é incrementado com o passar do tempo (ANEXO 1) e não os residuais. Um perfil mais aceitável é observado através da análise de regressão para *L. vannamei* (Figura 10 **c**), onde a maioria dos valores ficam próximos ou inferior a 0,4 náuplio/ml, sendo que os maiores valores, observados no início e no final do período em que são ofertados náuplios de *Artemia*, parecem estar associados a processos de metamorfose e/ou hábitos alimentares desta espécie. Finalmente, entende-se como óbvia a correlação positiva observada no efluente de *L. vannamei* para residual de *Artemia* com SS e DBO.

Finalmente, quanto ao fato das espécies de fitoplâncton e a própria *Artemia* sp utilizada serem espécies exóticas não se pode inferir muito, pela falta de estudos sobre o efeito destes organismos no corpo receptor.

6.1.10 Análise de Componentes Principais (ACP)

A análise de componentes principais vem confirmar muito do que foi discutido sobre as diferentes variáveis estudadas para a caracterização do efluente. Nas Figuras 11 e 12, observa-se que tanto no efluente de *F. paulensis* quanto de *L. vannamei* a variância dos dados esteve associada à presença de *C. calcitrans*, confirmando assim a influência desta variável sobre as demais, revelando uma correlação direta com as concentrações de clorofila *a* e COD nos dois efluentes estudados.

Para o efluente de *L. vannamei*, a ACP revelou um padrão bastante definido, onde maiores concentrações de *C. calcitrans* e variáveis correlacionadas (Clorofila *a*, OD, COD, pH e temperatura) concentraram-se nos seis primeiros dias do ciclo, diminuindo à medida que os estágios avançavam (Figura 12). Esta concentração maior de *C. calcitrans* no início do ciclo está associada às necessidades das larvas e também à queda na produção de algas, uma vez que a escassez de *C. calcitrans* ocorreu durante o período pós-larval.

Já na ACP para *F. paulensis* a falta de um padrão definido ao longo do tempo (Figura 11), reflete as grandes oscilações ocorridas durante o cultivo, conforme foi largamente discutido até aqui. Oscilações estas que foram determinadas pela má qualidade das larvas e/ou

pela escassez do fitoplâncton, sendo que a tendência à correlação negativa dos SS com DBO e COD, ficou mais uma vez evidente através da ACP.

Por tudo o que foi considerado na discussão a respeito dos dois efluentes, entende-se que o efluente de *L. vannamei* apresentou características típicas do que seria esperado durante um ciclo *normal* de larvicultura de peneídeos. Quanto ao efluente de *F. paulensis*, este refletiu as condições atípicas que o cultivo enfrentou, acreditando-se na descaracterização do sistema de cultivo. Ainda assim, entende-se ter sido muito importante a análise dos efluentes de *F. paulensis*, pois o processo de larvicultura de peneídeos é muito dinâmico e muito instável. Os problemas aqui apresentados durante este ciclo de larvicultura não são exceção, ao contrário, sobretudo em larviculturas de *L. vannamei*, as flutuações na produção de pós-larvas são quase que uma regra.

Finalmente, esta etapa de caracterização do efluente nos permitiu verificar que quanto a salinidade, temperatura, OD, pH e carga orgânica (DBO, COD, SS) o efluente pode ser considerado como próprio para lançamento, sugerindo-se no entanto estudos de autodepuração no corpo receptor para confirmar sua capacidade de assimilação da carga orgânica (DBO). No entanto, quanto aos nutrientes, particularmente no que se refere às concentrações de ortofosfato dissolvido, constata-se que, a fim de cumprir com os padrões legais preestabelecidos, este efluente carece de tratamento antes de ser lançado no corpo receptor. Por assim ser, para melhor avaliar as conseqüências das flutuações a que o efluente está sujeito quando este é submetido a tratamento, foi estudado um processo de tratamento em lagoas rasas, coletando-se efluente de três momentos diferentes do ciclo de larvicultura, sendo os resultados obtidos discutidos em detalhes no próximo item.

6.2 TRATAMENTO DO EFLUENTE

Durante o tratamento do efluente uma comunidade fitoplanctônica bastante semelhante foi observada nas três lagoas, como foi mencionado no item 5.2, predominando as diatomáceas *Nitzschia* sp e *Navicula* sp e a cianobactéria *Oscillatoria* sp. De acordo com BRANCO (1978) certas espécies de *Nitzschia* sp, *Navicula* sp e *Oscillatoria* sp podem ser indicadoras de poluição marinha. PEARSON (1996) afirma que *Oscillatoria* sp não é o fitoplâncton típico de sistema de lagoas em operação, mas pode aparecer, particularmente em lagoas primárias durante o processo inicial se a salinidade é alta, a carga orgânica é baixa e a penetração da luz através da coluna d'água é boa. Por outro lado, estes três gêneros de microalgas foram identificados em viveiros de cultivo de camarão (OLIVEIRA et al., 1998), sendo que *Nitzschia* sp e *Navicula*

sp podem ser utilizadas como alimento em larviculturas de camarões peneídeos (OLIVERA & COELHO, 1997).

6.2.1 pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido

Normalmente, o pH tende a incrementar-se com a atividade fotossintética, assim sendo TAIT (1987) afirma que, quando a iluminação é muito intensa, em pequenas piscinas costeiras que se formam naturalmente, ocorre abundante crescimento algal e os processos de fotossíntese aumentam consideravelmente a concentração de oxigênio, consequentemente, a diminuição do conteúdo de dióxido de carbono faz subir o pH. Em contrapartida, a rápida decomposição bacteriana dos detritos pode fazer com que diminua o oxigênio dissolvido e aumente o dióxido de carbono, reduzindo assim o pH.

Segundo BRANCO (1978), em lagoas de estabilização o pH está sujeito a grandes variações que ocorrem em diferentes estações ou horas do dia, sendo estas variações causadas, principalmente, em função do consumo do gás carbônico (CO₂) pelas algas durante a fotossíntese. As concentrações de gás carbônico no meio podem diminuir muito durante as horas claras do dia, quando a atividade fotossintética supera a respiração de algas e bactérias, sendo no entanto restabelecida durante a noite, uma vez que cessa a atividade fotossintética e predomina a atividade bacteriana. O pH do efluente pode chegar a 11 e o efeito tamponador dos carbonatos é muito pequeno, observando-se freqüentemente pH de 9,5 em águas contendo 400mg/l de CaCO₃, ainda que com variações não muito acima de uma unidade.

Por sua vez, VON SPERLING (1996b) destaca que o pH na lagoa de estabilização varia de acordo com a profundidade e ao longo do dia, dependendo diretamente da fotossíntese e da respiração. Assim sendo, quando prevalece a fotossíntese ocorre consumo de CO₂, o íon bicarbonato (HCO₃⁻) do esgoto converte-se em OH⁻ e o pH se eleva; já quando a respiração é predominante há produção de CO₂, o íon bicarbonato (HCO₃⁻) do esgoto converte-se em H⁺ e o pH se reduz.

ESTEVES (1998) explica que quanto maior for a biomassa vegetal em relação à massa d'água, maiores serão as alterações de pH e em menor período de tempo ocorrerão. Este fenômeno de elevação de pH em função da presença do fitoplâncton é decorrente, principalmente, da hidrólise do íon bicarbonato em CO₂ e OH⁻, como mostra a equação:

$$\text{HCO}_3^- + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2 + \text{OH}^-$$

No presente trabalho, em todas as lagoas ocorreu a elevação do pH, o que reflete o desenvolvimento do fitoplâncton. Nas três lagoas o pH apresentou comportamento bastante similar, constatando-se incremento acima de duas unidades de pH para todos os horários analisados, tanto no fundo quanto na superfície das lagoas, tendendo a incrementar-se ao longo do tempo com valores mais elevados na superfície que no fundo (Tabelas 6, 12 e 16; Figuras 14, 21 e 28). Estes valores mais elevados próximos à superfície parecem evidenciar uma relação com a maior intensidade de atividade fotossintética na camada superficial do corpo d'água, como abordado por VON SPERLING (1996b) para as lagoas facultativas, onde devido à necessidade de energia luminosa, a maior quantidade de algas situa-se próximo à superfície da lagoa, local de alta produção de oxigênio. Já os menores valores de pH no fundo das lagoas podem ser decorrentes da intensa respiração noturna das diatomáceas bentônicas e de processos de decomposição bacteriana dos detritos que sedimentam, fazendo com que diminua o oxigênio dissolvido e aumente o dióxido de carbono, reduzindo assim o pH.

Conforme pode-se observar nas Figuras 16, 23 e 30 e de acordo com os resultados da ANOVA apresentados no ANEXO 2, apesar do progressivo incremento do pH, em todas as lagoas não foi significativa a variação média de pH durante o dia, no fundo e na superfície, para as três horas de amostragem (05:00, 14:00 e 18:00). Entretanto, nas Lagoas 1 e 2 pode-se observar que houve diferença significativa de pH entre as concentrações médias, no fundo e na superfície, para as três horas de amostragem, tendendo à estratificação, embora esta diferença, normalmente, não ultrapassou 0,5 unidade de pH. Já na Lagoa 3 não foi verificada diferença significativa, possivelmente pela menor profundidade registrada nesta lagoa em função da infiltração.

Quanto às correlações do pH com as demais variáveis, destaca-se que nas três lagoas foi verificada correlação significativa positiva com o Carbono Orgânico Dissolvido - COD (Tabelas 8, 9 e 10 em ANEXO 4), o que revela a presença do fitoplâncton no meio, já que uma importante fonte de COD para a coluna d'água é a excreção pelo fitoplâncton (ESTEVES, 1998). Por outro lado, a significativa correlação negativa registrada nas Lagoas 1 e 2 entre pH e PO_4^{3-} (Tabelas 8 e 9 em ANEXO 4), bem como a tendência a esta correlação negativa na Lagoa 3 (Tabela 10 em ANEXO 4), possivelmente foi devida a elevação do pH, que ocasionou a precipitação do fosfato, conforme já discutido anteriormente.

Dentre os fatores incontroláveis que interferem no processo de tratamento de efluentes em lagoas de estabilização, a temperatura é sem dúvida o mais atuante, uma vez que está diretamente correlacionada com outros fatores importantes, tais como a radiação solar, a velocidade da fotossíntese e a velocidade do metabolismo dos organismos (JORDÃO & PESSOA, 1995). No presente trabalho, observou-se que em todas as lagoas a temperatura manteve-se entre 24,8 e 31,5°C (Tabelas 6, 12 e 16), havendo uma tendência ao incremento da temperatura durante o dia, ficando evidenciado diferenças significativas entre as médias.

registradas às 05:00, 14:00 e 18:00 horas. Nas três lagoas, obteve-se estatisticamente maiores valores de temperatura na superfície que no fundo às 14:00 horas, caracterizando uma tendência a estratificação térmica (Figuras 17, 24 e 31).

Quanto ao oxigênio dissolvido (OD), BRANCO (1984) destaca que em lagoas de estabilização é comum a presença de uma alta concentração de algas, as quais através da fotossíntese produzem elevadas concentrações de oxigênio dissolvido. Deste modo, no presente trabalho a tendência foi de incremento das concentrações de oxigênio dissolvido ao longo do tempo em todas as lagoas, ficando a taxa média de saturação de OD na maioria das horas de amostragens acima de 100% e nunca inferior a 90%, chegando a ultrapassar 200 % da saturação nas Lagoas 1 e 2 (Tabelas 6, 12 e 16). Observando-se as Figuras 18, 25 e 32, constata-se que nas três lagoas foi registrada uma queda inicial das concentrações de OD, sendo que na Lagoa 3 a partir do final da tarde do segundo dia já foi verificado um aumento da concentração de OD, enquanto nas Lagoas 1 e 2 este aumento somente foi registrado a partir das 18:00 horas do terceiro dia.

Já na segunda semana de tratamento um pico da concentração de OD nas Lagoas 1, 2 e 3, foi atingido no 11º, 9º e 8º dia, respectivamente. Por outro lado, analisando as Figuras 20, 28 e 35 observa-se um incremento das concentrações de clorofila *a* no início da segunda semana de tratamento, sendo que no caso da Lagoa 3 concentrações elevadas de clorofila *a* foram registradas já no sétimo dia. Assim sendo, acredita-se que os picos de OD observados nas três lagoas estiveram diretamente relacionados com a presença da clorofila *a* no mesmo período, enquanto que as quedas e/ou flutuações nas concentrações de OD registradas a partir da segunda semana parecem estar diretamente associadas ao surgimento de altas concentrações de feopigmentos, os quais revelam a degradação da clorofila, sugerindo a morte de microalgas nas lagoas. Acredita-se que correlações positivas significativas do OD com clorofila *a* e feopigmentos não foram evidenciadas em função da alta variação registrada para estas duas últimas variáveis em todas as lagoas, o que por sua vez é um reflexo direto da flutuação na quantidade de algas registrada na superfície, em função do desprendimento de diatomáceas do fundo das lagoas, conforme foi mencionado no item 5.2.1 dos resultados.

Ainda quanto ao OD, é importante observar que, nas três lagoas estudadas não houve diferença significativa entre as concentrações médias registradas na superfície e no fundo, o que sugere não ter sido evidenciada estratificação pelas concentrações de OD. No entanto, o incremento das concentrações de OD ao longo do dia foi comprovado pelas diferenças significativas encontradas para as Lagoas 1 e 3 (Tabelas 9, 19 e 20), sendo que mesmo na Lagoa 2, apesar de não haver diferenças significativas, observando a Figura 23 também ficou evidenciado que os menores valores tenderam a ser registrados às 05:00 horas da manhã.

Finalmente, conforme já foi mencionado no início deste item, o aumento do pH durante o dia é consequência direta da atividade fotossintética que por sua vez resulta na produção de OD, enquanto a concentração de COD é um reflexo da presença do fitoplâncton no meio. Assim sendo são compreensíveis as correlações positivas significativas registradas na Lagoa 3 para o OD com o pH e o COD.

6.2.2 Salinidade e Elementos Maiores

Nas três lagoas estudadas pode-se observar as consequências da evaporação, o que de acordo com JORDÃO & PESSOA (1995) é um dos fatores incontrolláveis que interferem no processo de tratamento em lagoas de estabilização. Assim sendo, dos 40 centímetros iniciais, nas lagoas 1, 2 e 3 as respectivas profundidades finais foram 31, 34 e 27 centímetros. Em decorrência da evaporação o aumento da salinidade foi observado, registrando-se no último dia de tratamento (28º dia) 39,5‰ na Lagoa 1, 38,0 ‰ na Lagoa 2 e 38,5‰ na Lagoa 3. Como já foi mencionado no item 5.2.1, a Lagoa 2 contou com um incremento de água da chuva, enquanto na Lagoa 3 ocorreu infiltração do efluente através de uma falha no concreto.

O incremento de salinidade foi claramente evidenciado através da análise dos elementos maiores da água do mar, conforme dados das Tabelas 11, 15 e 22 e Figuras 17, 24 e 31. O maior incremento foi observado na Lagoa 1, onde a maioria dos elementos alcançou a taxa de 10% de incremento (Tabela 11), refletindo a influência das maiores temperaturas. Na Lagoa 2 foi observado o menor incremento, ficando em torno de 7% para a maioria dos elementos (Tabela 15), refletindo assim a interferência da água da chuva mencionada no item 5.2.1. Já na Lagoa 3 o incremento foi acima de 8,98 % para todos os elementos (Tabela 22).

A exemplo do que foi registrado na etapa de caracterização, as amostras de água coletadas no primeiro dia de tratamento apresentaram a concentração de elementos maiores muito próximas daquelas encontradas na água do mar com salinidade de 35‰, ficando o erro experimental em $\pm 10\%$. No entanto, salienta-se que o erro experimental para a concentração de potássio ultrapassou os 10% em todas as lagoas, calculando-se 19% para a lagoa 1, 17% para a Lagoa 2 e 13 % para a Lagoa 3. Destaca-se ainda que a concentração de potássio ultrapassou a concentração de cálcio, o que normalmente não é observado na água do mar. Conforme já foi discutido no item 6.1.2, estes altos valores para o potássio, revelam um erro experimental em função das concentrações de sódio serem muito elevadas quando comparadas as de potássio e o tempo de retenção destes elementos ser muito próximo, o que

comprometeu a análise cromatográfica, sendo que este erro indica a necessidade de uma diluição superior a 100 vezes para a análise destes dois elementos em água do mar.

6.2.3 Compostos nitrogenados

Para as três lagoas, a discussão quanto aos compostos nitrogenados ficou comprometida uma vez que não foi possível avaliar a eficiência de remoção destes durante tratamento do efluente, sendo que, a exemplo do que ocorreu na etapa de caracterização do efluente (item 6.1.3), apenas foi possível estimar que as concentrações de nitrato se mantiveram abaixo de 4,4 mg/l durante o tratamento nas três lagoas.

6.2.3 Ortofosfato Dissolvido, Carbono Orgânico Dissolvido, DBO e Sólidos Suspensos.

O incremento de fósforo verificado na primeira semana para as três lagoas, provavelmente foi em função da oxidação da matéria orgânica presente no efluente da larvicultura, pois de acordo com KIOUSSIS, WHEATON & KOFINAS (1999) a decomposição bacteriana dos compostos orgânicos resulta na liberação de ortofosfatos. A partir do 10º dia, observou-se que nas três lagoas o ortofosfato dissolvido tendeu a diminuir ao longo do tempo, registrando-se uma eficiência de remoção de 22,26%, 68,75% e 87,50% para as Lagoas 1, 2 e 3, respectivamente (Tabelas 11, 15 e 22; Figuras 20, 27 e 34).

De acordo com SURAMPALLI et al. (1995), nos sistemas de tratamento em lagoas, o fósforo é removido através da assimilação pela biomassa de algas e células bacterianas, sendo que durante as horas de maior luminosidade a remoção do dióxido de carbono pela fotossíntese algal causa uma diminuição na alcalinidade carbonato e um aumento no pH, podendo ocasionar a remoção de fosfatos. Segundo TAVARES (1994), em águas com altas concentrações de cálcio e elevado pH, pode se formar fosfato de cálcio, o qual precipita no sedimento. GRAY (1992) discute que a remoção de fósforo em lagoas de maturação está diretamente correlacionada com a biomassa algal, no entanto somente uma fração muito pequena (< 20%) pode ser atribuída a absorção deste nutriente pelo fitoplâncton, uma vez que a maioria do fósforo é removida pela precipitação em função do incremento de pH, o qual é devido a atividade fotossintética. Já NURDOGAN & OSWALD (1995), afirmam que em lagoas de alta taxa as

microalgas desempenham um papel indireto no tratamento dos efluentes pela elevação do pH do seu meio, observando-se que o pH alto altera o ambiente físico-químico na lagoa e induz a precipitação de fosfato e metais, a retirada de amônia e a desinfecção.

Assim sendo, comparando as Figuras 20a, 27a e 34a com as respectivas Figuras 14, 21 e 28, observa-se claramente que nas três lagoas a remoção do ortofosfato esteve intimamente correlacionada com as variações de pH, sendo que a partir do momento que o pH manteve-se acima de 10 na superfície a remoção do ortofosfato foi mais acentuada. É interessante observar que esta influência direta do pH sobre o ortofosfato foi evidenciada pelas correlações negativas significativas registradas nas Lagoas 1 e 2 entre $P-PO_4^{3-}$ e pH, sendo que na Lagoa 3 também houve a tendência de correlação negativa entre estas duas variáveis (Tabelas 8, 9 e 10 em ANEXO 4).

Por outro lado, quanto às diferentes taxas de remoção de ortofosfato das três lagoas, cabe aqui destacar que na Lagoa 3, onde obteve-se a maior eficiência de remoção (87,50%), já no final da tarde do décimo dia foi observado pH igual a 10 na superfície da Lagoa, mantendo-se sempre acima de 10 na superfície a partir do 11º dia tanto às 14:00 quanto às 18:00 horas. Por sua vez, a população de algas nesta lagoa manteve-se bem equilibrada, visualizando-se uma população na superfície superior a Lagoa 2 e inferior a Lagoa 1, sendo controlada pela presença de *Artemia*. Já nas Lagoas 1 e 2 o pH na superfície somente estabilizou-se acima de 10 após o 20º dia, provavelmente porque na Lagoa 1 uma densa população de cianobactérias manteve-se na superfície e impossibilitou a penetração de luz, comprometendo a atividade fotossintética. Já na Lagoa 2 a grande população de *Artemia* que aí se estabeleceu consumiu quase todo o fitoplâncton da superfície, comprometendo também o processo fotossintético.

Pelo exposto, para garantir uma boa eficiência de remoção de fósforo é necessário controlar a floração algal na lagoa, a fim de elevar o pH mais rapidamente, o que pode permitir inclusive a redução do tempo de detenção do efluente na lagoa. No caso da Lagoa 3, cujo efluente da larvicultura continha a menor concentração de ortofosfato dissolvido (0,96 mg/l) e a eficiência de remoção foi a melhor (87,50%), este controle tornou-se efetivo pela presença de *Artemia* em uma concentração tal que permitiu a atividade fotossintética durante praticamente todo o período de tratamento, sendo que apenas na última semana é que observou-se a morte de algumas algas. Contudo, cabe ressaltar que na Lagoa 2, com uma remoção de apenas 68,75%, a concentração final de ortofosfato no efluente tratado foi igual a 0,45 mg/l, o que já garantiria a qualidade do efluente para lançamento em termos de ortofosfato dissolvido.

Em sistemas de lagoas convencionais a remoção de fósforo total de águas residuárias domésticas pode atingir 45% através da assimilação via biomassa algal e precipitação (PEARSON, 1996). Em lagoas facultativas e aeradas, a eficiência de remoção varia entre 20 e

60% (VON SPERLING, 1996a), enquanto em lagoas especialmente rasas a remoção de fósforo pode aproximar-se de 90% (HAANDEL & LETTINGA apud VON SPERLING, 1996b).

A preocupação com a remoção da carga de fósforo do efluente de aquicultura tem sido crescente nos últimos anos. Recentemente, DUMAS et al. (1998) testaram o cultivo de uma cianobactéria (*Phormidium bohneri*) para a remoção de nutrientes inorgânicos de efluentes de fazenda de truta arco-íris, obtendo uma redução média de 85% da carga de ortofosfato solúvel. Já TEICHERT-CODDINGTON et al. (1999) tratando o efluente de viveiros de cultivo intensivo de camarão marinho, *L. vannamei* e *L. stylirostris*, em tanques de sedimentação removeram apenas 14% do fósforo total.

Finalmente, para uma melhor compreensão da dinâmica de nutrientes nas lagoas, destaca-se que é preciso conhecer as concentrações de Nitrogênio, Fósforo e Silício, já que estes são fundamentais para a proliferação do fitoplâncton, especialmente, das diatomáceas. Neste sentido LEFEBVRE, HUSSENOT & BROSSARD (1996), demonstraram a viabilidade da utilização do efluente de cultivo intensivo de peixes marinhos como fonte de nutrientes para o cultivo em batelada de diatomáceas marinhas. No entanto, os autores observaram que quando os efluentes encontravam-se limitados em silicato a adição de Na_2SiO_3 induziu um significativo aumento, tanto na biomassa de *Skeletonema costatum* quanto na eficiência de remoção dos nutrientes. Já quando os efluentes encontravam-se carregados com silicato um ajustamento da razão N:P:Si com a adição de $\text{NH}_4\text{-N}$ e $\text{PO}_4\text{-P}$ incrementou a produção da biomassa, com o predomínio de *Chaetoceros spp.*

Quanto às concentrações de Carbono Orgânico Dissolvido (COD), uma estreita relação com a presença do ortofosfato dissolvido foi evidenciada nas três lagoas através das correlações significativas negativas entre estas duas variáveis. Nas três lagoas as concentrações de COD tenderam a aumentar ao longo do tempo (Figuras 20 b e d; 27 b e d; 34 b e d), refletindo assim a presença da biomassa existente, uma vez que as algas unicelulares excretam de 2 a 15% do que é sintetizado na forma solúvel, podendo chegar a 30%, observando-se em cultivos que a excreção de matéria orgânica pelas algas é máxima no final da fase exponencial de crescimento (MARGALEF, 1982). A queda pronunciada nas concentrações de COD na Lagoa 2 durante a primeira semana, pode estar associada a processos de floculação, durante os quais a matéria dissolvida ou coloidal aglutina, torna-se particulada e sedimenta, sendo este processo comum em águas costeiras ou estuarinas ricas em ferro e ácidos húmicos (SHARP, 1993). Isto pode ser possível, considerando-se que o efluente da Lagoa 2 apresentou a maior DBO (13,60 mg/l) quando coletado, observando-se que quedas similares de DBO e sólidos suspensos foram registradas no mesmo período (Figura 27 c, e e d). Embora a concentração final de COD seja bastante similar nas três lagoas, a taxa de incremento observada na Lagoa 3 (143,1 %) foi superior aquela observada na Lagoa 1

(41,57%) e na Lagoa 2 (32,09%), uma vez que a concentração inicial de COD na Lagoa 3 era inferior àquela observada nas duas primeiras lagoas (Tabelas 11, 15 e 22).

Relativo à DBO e sólidos suspensos, SHELEF & KANAREK (1995) discutem que o efluente de lagoas com recirculação obviamente é relativamente rico em algas, como uma indicação da saúde do tanque, sendo a DBO₅ solúvel normalmente abaixo de 10 mg/l, mas a concentração do material algal suspenso pode atingir 200 mg/l ou mais com uma DBO₅ associada entre 60 e 120 mg/l. De acordo com PEARSON (1996), a maioria dos sistemas modernos de lagoas, principalmente aqueles que compreendem quatro ou mais lagoas em série, produzem um efluente incluindo sólido algal com DBO₅ menor que 20 mg/l e SS menor que 30 mg/l. Este mesmo autor ressalta que sólidos e DBO algal são reconhecidos pelas autoridades ambientais americanas e européias, como menos danosos aos corpos d'água receptores que a DBO e sólidos de águas residuárias. Assim, na Europa as amostras para avaliar a qualidade do efluente das lagoas de tratamento são filtradas, podendo os sólidos atingir até 150 mg/l. Considerando estes dados observa-se que as concentrações de sólidos suspensos e DBO obtidas no presente trabalho estiveram bem abaixo.

A DBO manteve-se abaixo de 20 mg/l nas três lagoas, sendo que o número limitado de dados obtidos dificulta uma análise mais aprofundada (Figuras 20e, 27e e 34e), destacando-se aqui alguns aspectos mais importantes. É possível então analisar que, a princípio, a DBO tendeu a diminuir nas Lagoas 2 e 3, refletindo a sedimentação do efluente ocorrida na primeira semana, sendo que a taxa de incremento final registrada na Lagoa 1 (78,57%), refere-se a presença das cianobactérias na superfície da lagoa, podendo este valor estar subestimado já que, a fim de não alterar a dinâmica da lagoa, as amostras foram coletadas em pontos específicos, sem a homogeneização da massa d'água. Já na Lagoa 2 é provável que a DBO tenha sido removida (80%) pela sedimentação na primeira semana e, posteriormente, pela presença de *Artemia* sp durante o tratamento.

No que se refere aos sólidos suspensos, os valores máximos nas três lagoas ficaram entre 18 e 35 mg/l, com grande variação ao longo do tempo, observando-se os reflexos da sedimentação na primeira semana e a proliferação de algas a partir da segunda semana. Ao comparar as Figuras 20f, 27f e 34f com as respectivas Figuras 21, 28 e 35 é possível visualizar a correlação existente entre as concentrações de SS com clorofila *a* e feopigmentos, o que foi evidenciado pela análise de correlação para as lagoas 2 e 3 (Tabelas 9 e 10 em ANEXO 4). Assim, comprova-se que os sólidos suspensos obtidos ao final do experimento relacionam-se particularmente à biomassa algal que proliferou nas lagoas. Entretanto, é fundamental considerar que as amostras foram coletadas aleatoriamente, registrando a presença de partículas maiores, quando as algas bentônicas desprendiam-se do fundo e eram amostradas ou quando fragmentos de cianobactérias da superfície eram capturados.

6.2.4 Clorofila *a* e Feopigmentos

Clorofila *a* e feopigmentos são um reflexo direto da presença do fitoplâncton no meio (Figuras 21, 28 e 35), sendo que as concentrações registradas no primeiro dia referem-se a presença de *C. calcitrans* e/ou *T. tetrathele*. Destaca-se então que as elevadas concentrações de feopigmentos registradas no primeiro dia na Lagoa 1 (30µg/l) devem ser provenientes da degradação das microalgas pelas larvas, essencialmente fitoplanctônicas nesta etapa do cultivo, bem como pelos protozoários que também encontravam-se no tanque de larvicultura.

Em todas as lagoas observa-se uma queda nas concentrações de clorofila *a* e feopigmentos na primeira semana e um aumento a partir da segunda semana nas concentrações de clorofila *a*, o que reflete a morte das algas presentes no efluente (*C. calcitrans* e *T. tetrathele*) e o estabelecimento posterior da nova comunidade algal. Durante o tratamento as concentrações de clorofila *a* e feopigmentos, a exemplo do que foi observado para sólidos suspensos e DBO, variaram bastante nas três lagoas (Figuras 21, 28 e 35). É provável que a maior parte da clorofila *a* e feopigmentos registradas ao longo do tratamento na Lagoa 1 referem-se a presença das cianobactérias que flutuavam na superfície. Já nas lagoas 2 e 3 as diatomáceas bentônicas, que desprendiam-se do fundo e eram levadas a superfície, também influenciaram na presença destes pigmentos, sobretudo na lagoa 2, onde a população de diatomáceas bentônicas foi dominante.

As concentrações máximas de feopigmentos foram registradas na Lagoa 2 (75,85µg/l) e na Lagoa 3 (58,57µg/l), provavelmente, em função do consumo das algas pela *Artemia* sp e a conseqüente liberação de excretas. Já as maiores concentrações de clorofila *a* foram observadas na Lagoa 1 (481,73µg/l), refletindo assim a biomassa de *Oscillatoria* sp que aí proliferou, sendo que a queda registrada no final do experimento nesta lagoa não deve ser entendida como queda da biomassa algal, pois esta lagoa manteve-se com uma população algal muito intensa até o final, conforme pode ser observado na Figura 15f. É provável que as amostras coletadas nos dois últimos dias de amostragem praticamente não possuíam algas em suspensão, refletindo aqui as limitações enfrentadas durante a coleta de amostras quanto a homogeneidade da mesma, conforme já foi discutido no item anterior. Por outro lado, a tendência de declínio nas concentrações de clorofila *a* encontradas nas Lagoas 2 e 3 podem estar mais associadas ao consumo do fitoplâncton pela *Artemia* sp.

6.2.5 Residuais de Fitoplâncton e *Artemia* sp

O residual de fitoplâncton e *Artemia* sp presente na coleta do efluente está relacionado diretamente com a concentração de DBO, COD, sólidos suspensos, clorofila *a* e feopigmentos do primeiro dia de tratamento. Ainda que nas três lagoas não tenha sido registrada a presença de náuplios vivos de *Artemia* sp (itens 5.2.2.9, 5.2.3.9 e 5.2.4.9), a presença de cistos no efluente tratado nas Lagoas 2 e 3 foi fundamental para o desenvolvimento da população deste pequeno crustáceo filtrador, influenciando diretamente na dinâmica destas lagoas, conforme já foi discutido anteriormente.

6.2.6 Análise de Componentes Principais

As análises de componentes principais para as três lagoas (Figuras 22, 29 e 36) demonstraram claramente a correlação existente entre a elevação do pH e a remoção do ortofosfato ao longo do tempo, sendo que nos três casos o CP1 sempre explicou acima de 40% da variância dos dados. É interessante também observar a correlação positiva evidenciada entre COD e pH nas Lagoas 1 e 2, assim como as correlações entre SS e os pigmentos presentes nestas lagoas (clorofila *a* e/ou feopigmentos), evidenciando também a variação destas variáveis ao longo do tempo.

7 CONCLUSÕES

Na sequência são apresentadas as conclusões referentes à caracterização e ao tratamento do efluente de larviculturas de camarões marinhos.

7.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

Considerando a metodologia de cultivo descrita no presente trabalho e os resultados obtidos através das análises realizadas, conclui-se que:

1. quanto à salinidade, à temperatura, ao pH e ao oxigênio dissolvido, os efluentes das larviculturas de *Farfantepenaeus paulensis* e *Litopenaeus vannamei* encontraram-se dentro dos limites estabelecidos na legislação ambiental vigente para o lançamento, não apresentando riscos ao corpo de água receptor;
2. as concentrações de ortofosfato dissolvido, presentes nos efluentes das larviculturas de *F. paulensis* e *L. vannamei*, na maioria dos dias do ciclo produtivo, encontraram-se acima dos limites estabelecidos pela legislação para o lançamento de fósforo total (1 mg/l) em corpos d'água contribuintes de lagoas, lagoas e estuários, revelando a necessidade de tratamento destes efluentes;
3. em função dos diferentes hábitos alimentares durante um ciclo de larvicultura, a concentração de sólidos variou muito ao longo deste;
4. a carga orgânica avaliada através das análises de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e do carbono orgânico dissolvido (COD) foi baixa, porém durante aproximadamente metade do ciclo de cultivo a DBO manteve-se acima das características preestabelecidas na legislação para a Lagoa da Conceição (5 mg/l), requerendo uma análise da capacidade de autodepuração do corpo receptor no local do lançamento final dos efluentes para avaliar possíveis impactos;
5. a presença de clorofila *a* e feopigmentos manteve-se associada a presença de fitoplâncton no meio. Por sua vez, os residuais de fitoplâncton e de náuplios de *Artemia* sp, estiveram diretamente associados às concentrações de DBO, COD e SS.

7.2 TRATAMENTO DO EFLUENTE

Para as condições operacionais utilizadas, a partir dos resultados obtidos, conclui-se que:

1. à medida que o fósforo ia sendo removido, nas três lagoas, as concentrações de COD aumentaram, revelando a presença do fitoplâncton, o qual também influenciou diretamente nas concentrações de oxigênio dissolvido, DBO, SS, clorofila *a* e feopigmentos;
2. a eficiência de remoção do ortofosfato dissolvido nas três lagoas foi gradativa ao longo do tempo, conforme o pH aumentava, sendo mais intensa com pH acima de 10, quando houve condições mais propícias para a sua precipitação;
3. o tratamento do efluente em lagoas rasas mostrou-se eficiente para a remoção da carga de ortofosfato dissolvido, garantindo que as concentrações finais obtidas para as Lagoas 2 e 3 mantivessem-se abaixo de 1 mg/l, que é o limite máximo permitido para o lançamento de fósforo total. No caso da Lagoa 1 não foi possível atingir concentrações menores que 1 mg/l, devido à intensa floração fitoplanctônica que comprometeu a atividade fotossintética.

8 Recomendações

Considerando o caráter pioneiro do presente trabalho e ciente de que muito ainda tem por ser feito para se chegar a um sistema de tratamento viável, algumas recomendações são oportunas para futuros trabalhos, a saber:

- ✓ analisar as concentrações de ferro, silicato, compostos nitrogenados, nitrogênio e fósforo total, a fim de melhor caracterizar o efluente de larvicultura de camarões peneídeos, considerando a legislação ambiental vigente e a capacidade suporte do corpo receptor;
- ✓ analisar a carga de antibióticos, químicos e terapêuticos presente nos efluentes;
- ✓ testar menores concentrações de fósforo nos meios de cultivo para o fitoplâncton;
- ✓ avaliar a capacidade de autodepuração da Lagoa da Conceição para a assimilação da DBO gerada pelos efluentes da larvicultura;
- ✓ realizar uma filtração prévia do efluente a fim de reduzir a carga orgânica, em especial, os cistos de *Artemia* sp que poderão ser desinfectados por insolação e reaproveitados na produção de biomassa;
- ✓ avaliar possíveis riscos de infiltração do efluente com maior teor de salinidade;
- ✓ avaliar se os teores fixados pela legislação vigente para o lançamento de efluentes encontram-se dentro dos limites característicos para os corpos d'água que recebem os efluentes estudados;
- ✓ investigar o tratamento do efluente de larvicultura de camarões peneídeos em lagoas rasas durante diferentes estações do ano;
- ✓ estudar o tratamento do efluente de larvicultura de camarões peneídeos com fluxo contínuo diário em lagoas externas, sujeitas às intempéries (vento, chuva, etc), com profundidades maiores que 40 centímetros, a fim de reduzir a área necessária;
- ✓ avaliar a eficiência das lagoas rasas na desinfecção do efluente de larviculturas de peneídeos, quanto à eliminação de vírus, bactérias, fungos e protozoários que são considerados patogênicos de peneídeos;
- ✓ testar a viabilidade de utilização do material que acumula-se no fundo das lagoas (algas e fósforo precipitado) como fertilizante no preparo de viveiros de cultivo de camarões, dando assim um destino final ao mesmo;

- ✓ testar um sistema de lagoas em série, onde na primeira aconteceria a proliferação algal e na segunda o cultivo de um organismo filtrador como *Artemia* sp, manejando assim o *bloom* algal inicial e tornando o sistema mais eficiente, buscando reduzir o tempo de tratamento do efluente;
- ✓ estudar as possibilidades de recirculação do efluente das lagoas de tratamento (rico em fitoplâncton) para o cultivo de camarões peneídeos na etapa de larvicultura (a partir de PL₄), pré-berçários e viveiros, bem como para o cultivo de biomassa de *Artemia* sp e o cultivo de moluscos (ostras e mexilhões).

ANEXOS

ANEXO 1 - TABELAS DE ALIMENTAÇÃO PARA *L. vannamei* E *F. paulensis*

TABELA 1 - ALIMENTAÇÃO DAS LARVAS DE *L. vannamei*.

SUB ESTÁDIO	MICROALGAS (x10 ³ cel/ml)		ARTEMIA CONGELADA (Náuplio/ml)		ARTEMIA VIVA (Náuplio/Pós-larva)			RAÇÃO (0,03mg por larva ao dia)		RAÇÃO ACCLIMAC 10 (g/larva/dia)
	<i>C.calcitrans</i>	<i>T.tetratele</i>	Manhã	Tarde	Manhã/Tarde/Noite					
N _V	60	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Z _I	100	-	-	-	-	-	-	PZ 20	-	-
Z _{II}	100	-	-	-	-	-	-	PZ 20	-	-
Z _{III}	100	-	-	-	-	-	-	PZ 20	-	-
M _I	60	2	0,5/0,5	0,5/0,5	-	-	-	MY	-	-
M _{II}	60	2	0,5/0,5	0,5 ^V /0,5	-	-	-	MY	-	-
M _{III}	50	2	-	-	10	15	15	MY	-	-
PL ₁	50	2	-	-	15	30	30	-	PA 70	-
PL ₂	50	2	-	-	10	20	20	-	PA 70	-
PL ₃	50	2	-	-	15	30	30	-	PA 70	-
PL ₄	50	2	-	-	20	40	40	-	PA 70	-
PL ₅	50	2	-	-	-	30	30	-	-	0,00004
PL ₆	50	2	-	-	-	60	60	-	-	0,00005
PL ₇	50	2	-	-	-	70	70	-	-	0,00008
PL ₈	50	2	-	-	-	80	80	-	-	0,00009
PL ₉	50	2	-	-	-	100	100	-	-	0,00010
PL ₁₀	50	2	-	-	-	120	120	-	-	0,00011

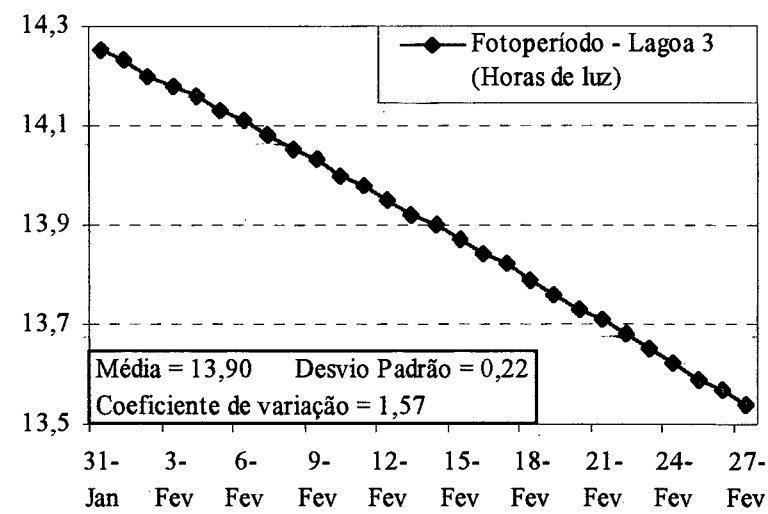
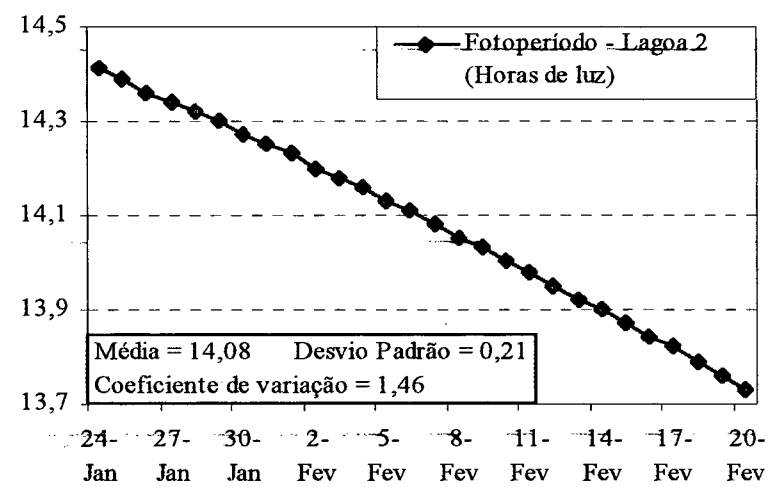
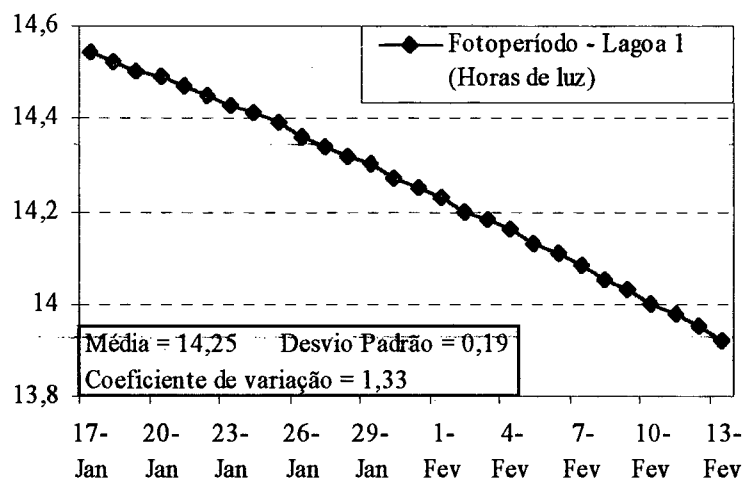
* 0,5^V = concentração de náuplios de artemia / ml fornecidos vivos.

TABELA 2 - ALIMENTAÇÃO DAS LARVAS DE *F. paulensis*

SUB ESTÁDIO	MICROALGAS (x10 ³ cel/ml)		ARTEMIA CONGELADA (Náuplio/ml)		ARTEMIA VIVA (Náuplio/Pós-larva)		RAÇÃO (0,03mg por larva ao dia)		RAÇÃO ACCLIMAC 10 (g/larva/dia)
	<i>C.calcitrans</i>	<i>T.tetratele</i>	Manhã	Tarde	Manhã	Tarde			
N _V	60	-	-	-	-	-	-	-	-
Z _I	100	-	-	-	-	-	PZ 20	-	-
Z _{II}	100	-	-	-	-	-	PZ 20	-	-
Z _{III}	100	-	-	-	-	-	PZ 20	-	-
M _I	60	2	0,5/0,5	0,5/0,5	-	-	MY	-	-
M _{II}	60	2	0,5/0,5	0,5 ^V /0,5	-	-	MY	-	-
M _{III}	50	2	-	-	10	15	MY	-	-
PL ₁	50	2	-	-	15	30	-	PA 70	-
PL ₂	50	2	-	-	10	20	-	PA 70	-
PL ₃	50	2	-	-	15	30	-	PA 70	-
PL ₄	50	2	-	-	20	40	-	PA 70	-
PL ₅	50	2	-	-	-	30	-	-	0,00004
PL ₆	50	2	-	-	-	60	-	-	0,00005
PL ₇	50	2	-	-	-	70	-	-	0,00008
PL ₈	50	2	-	-	-	80	-	-	0,00009
PL ₉	50	2	-	-	-	100	-	-	0,00010
PL ₁₀	50	2	-	-	-	120	-	-	0,00011

* 0,5^V = concentração de náuplios de artemia / ml fornecidos vivos.

ANEXO 2 - Fotoperíodo



ANEXO 3 - ANÁLISE DA VARIÂNCIA (ANOVA)

TABELA 1 - ANOVA (P<0,05) DA TEMPERATURA PARA A ÁGUA E O EFLUENTE DOS TANQUES DE *F. paulensis* E *L. vannamei*.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	377,44684	188,72342	361,518	0,0000
Dentro dos grupos	44	22,96933	0, 52203		
Total	46	400,41617			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 2 - ANOVA (P<0,05) DO PH PARA A ÁGUA E O EFLUENTE DOS TANQUES DE *F. paulensis* E *L. vannamei*.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	0,0066789	0,0033395	0,034	0,9667
Dentro dos grupos	43	4,2416950	0,0986441		
Total	45	4,2483739			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 3 - ANOVA (P<0,05) DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO PARA A ÁGUA E O EFLUENTE DOS TANQUES DE *F. paulensis* E *L. vannamei*.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	0,326100	0,1630501	0,620	0,5427
Dentro dos grupos	44	11,574227	0,2630506		
Total	46	11,900328			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 4 - ANOVA (P<0,05) DO ORTOFOSFATO PARA OS EFLUENTES DE *F. paulensis* E *L. vannamei*.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	0,556317	0,5563173	0,623	0,4446
Dentro dos grupos	29	25,884890	0,8925824		
Total	30	26,441208			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 5 - ANOVA (P<0,05) DO COD PARA OS EFLUENTES DE *F. paulensis* E *L. vannamei*.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	1,087041	1,0870410	0,742	0,4053
Dentro dos grupos	29	42,508729	1,4658182		
Total	30	43,595770			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 6 - ANOVA (P<0,05) DA DBO PARA OS EFLUENTES DE *F. paulensis* E *L. vannamei*.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	12,8418	12,841776	0,340	0,5705
Dentro dos grupos	29	1095, 4937	37,775645		
Total	30	1108,3355			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 7 - ANOVA (P<0,05) DOS SÓLIDOS SUSPENSOS PARA OS EFLUENTES DE *F. paulensis* E *L. vannamei*.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	4280,06	4280,0615	1,088	0,3055
Dentro dos grupos	29	114058,24	3933,0426		
Total	30	118338,30			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 8 - ANOVA ($P < 0,05$) DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA *a* PARA OS EFLUENTES DE *F. paulensis* E *L. vannamei*.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	7300,515	7300,5154	3,586	0,0683
Dentro dos grupos	29	59042,388	2035,9444		
Total	30	66342,904			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 9 - ANOVA ($P < 0,05$) DA CONCENTRAÇÃO DE FEOPIGMENTOS PARA OS EFLUENTES DE *F. paulensis* E *L. vannamei*.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	35,76104	35,761038	5,799	0,0226
Dentro dos grupos	29	178,82939	6,166531		
Total	30	214,59042			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 10 - ANOVA ($P < 0,05$) DO RESIDUAL DE *Chaetoceros sp* PARA OS EFLUENTES DE *F. paulensis* E *L. vannamei*.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	39,63024	39,630242	2,277	0,1421
Dentro dos grupos	29	504,71250	17,403879		
Total	30	544,34274			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 11 - ANOVA ($P < 0,05$) DO RESIDUAL DE *Tetraselmis sp* PARA OS EFLUENTES DE *F. paulensis* E *L. vannamei*.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	1,6092045	1,6092045	6,363	0,0202
Dentro dos grupos	20	5,0577273	0,2528864		
Total	21	6,6669318			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 12 - ANOVA ($P < 0,05$) DO RESIDUAL DE NÁUPLIOS DE *Artemia* PARA OS EFLUENTES DE *F. paulensis* E *L. vannamei*.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	0,2300011	0,2300011	0,550	0,4750
Dentro dos grupos	19	7,9385227	0,4178170		
Total	20	8,1685238			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 13- ANOVA ($P < 0,05$) DE pH NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 1, ÀS 05:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	3,12130	3,12130	5,538	0,0226
Dentro dos grupos	50	28,18283	0,56366		
Total	51	31,30413			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 14 - ANOVA ($P < 0,05$) DE pH NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 1, ÀS 14:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	3,90965	3,90965	7,420	0,0088
Dentro dos grupos	52	27,39824	0,52689		
Total	53	31,30788			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 15 - ANOVA ($P < 0,05$) DE pH NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 1, ÀS 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	2,60481	2,60481	4,429	0,0402
Dentro dos grupos	52	30,57918	0,58806		
Total	53	33,18399			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).

TABELA 16 - ANOVA (P<0,05) DE pH NA SUPERFÍCIE DA LAGOA 1 ÀS 05:00, 14:00 E 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	0,01945	0,00972	0,015	0,9848
Dentro dos grupos	77	48,87750	0,63477		
Total	79	48,89695			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 17 - ANOVA (P<0,05) DE pH NO FUNDO DA LAGOA 1 ÀS 05:00, 14:00 E 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	0,15202	0,07601	0,157	0,8550
Dentro dos grupos	77	37,28276	0,48419		
Total	79	37,43478			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 18 - ANOVA (P<0,05) DA TEMPERATURA NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 1, ÀS 05:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	0,00643	0,00643	0,006	0,9400
Dentro dos grupos	54	59,04786	1,09348		
Total	55	59,05429			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 19 - ANOVA (P<0,05) DA TEMPERATURA NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 1, ÀS 14:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	14,83130	14,83130	8,699	0,0048
Dentro dos grupos	52	88,65704	1,70494		
Total	53	103,48833			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 20 - ANOVA (P<0,05) DA TEMPERATURA NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 1, ÀS 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	7,80018	7,80018	5,445	0,0234
Dentro dos grupos	54	77,36107	1,43261		
Total	55	85,16125			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 21 - ANOVA (P<0,05) DA TEMPERATURA NA SUPERFÍCIE DA LAGOA 1 ÀS 05:00, 14:00 E 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	46,56251	23,28126	13,756	0,0000
Dentro dos grupos	80	135,39749	1,69247		
Total	82	181,96000			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 22 - ANOVA (P<0,05) DA TEMPERATURA NO FUNDO DA LAGOA 1 ÀS 05:00, 14:00 E 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	7,654172	3,82708	3,414	0,0378
Dentro dos grupos	80	89,66848	1,12086		
Total	82	97,32265			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 23 - ANOVA (P<0,05) da CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l) NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 1, ÀS 05:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	4,01786	4,01786	1,571	0,2155
Dentro dos grupos	54	138,10711	2,55754		
Total	55	142,12497			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 24 - ANOVA (P<0,05) DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l) NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 1, ÀS 14:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	6,67112	6,67112	1,388	0,2441
Dentro dos grupos	52	249,90241	4,80582		
Total	53	256,57353			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 25 - ANOVA (P<0,05) DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l) NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 1, ÀS 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	4,00715	4,00715	0,984	0,3362
Dentro dos grupos	54	219,94127	4,07299		
Total	55	223,94842			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 26 - ANOVA (P<0,05) DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l) NA SUPERFÍCIE DA LAGOA 1 ÀS 05:00, 14:00 E 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	17,31463	8,65732	3,072	0,0518
Dentro dos grupos	80	225,46752	2,81834		
Total	82	242,78215			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 27 - ANOVA (P<0,05) DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO FUNDO DA LAGOA 1 ÀS 05:00, 14:00 E 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	80,57751	40,28876	8,427	0,0005
Dentro dos grupos	80	382,48328	4,78104		
Total	82	463,06080			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 28- ANOVA (P<0,05) DE pH NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 2, ÀS 05:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	3,48699	3,48699	6,104	0,0169
Dentro dos grupos	51	29,13428	0,57126		
Total	52	32,62127			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 29 - ANOVA (P<0,05) DE pH NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 2, ÀS 14:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	3,14409	3,14409	5,203	0,0267
Dentro dos grupos	52	31,42179	0,60426		
Total	53	34,56588			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 30 - ANOVA (P<0,05) DE pH NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 2, ÀS 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	3,28346	3,28346	5,468	0,0231
Dentro dos grupos	54	32,42394	0,60044		
Total	55	35,70740			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 31 - ANOVA ($P < 0,05$) DE pH NA SUPERFÍCIE DA LAGOA 2 ÀS 05:00, 14:00 E 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	0,22610	0,11305	0,186	0,8308
Dentro dos grupos	79	48,08208	0,60863		
Total	81	48,308176			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 32- ANOVA ($P < 0,05$) DE pH NO FUNDO DA LAGOA 2 ÀS 05:00, 14:00 E 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	0,35206	0,17603	0,306	0,7374
Dentro dos grupos	78	44,89794	0,57561		
Total	80	45,25000			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 33 - ANOVA ($P < 0,05$) DA TEMPERATURA NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 2, ÀS 05:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	0,00446	0,00446	0,003	0,9569
Dentro dos grupos	54	79,42393	1,47081		
Total	55	79,42839			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 34 - ANOVA ($P < 0,05$) DA TEMPERATURA NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 2, ÀS 14:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	13,20167	13,20167	6,354	0,0148
Dentro dos grupos	52	108,03333	2,07756		
Total	53	121,23500			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 35 - ANOVA ($P < 0,05$) DA TEMPERATURA NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 2, ÀS 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	4,98018	4,98018	2,551	0,1161
Dentro dos grupos	54	105,42536	1,95232		
Total	55	110,40554			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 36 - ANOVA ($P < 0,05$) DA TEMPERATURA NA SUPERFÍCIE DA LAGOA 2 ÀS 05:00, 14:00 E 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	40,60079	20,30039	9,432	0,0002
Dentro dos grupos	80	172,18524	2,15232		
Total	82	212,78602			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 37 - ANOVA ($P < 0,05$) DA TEMPERATURA NO FUNDO DA LAGOA 2 ÀS 05:00, 14:00 E 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	7,67322	3,83661	2,543	0,0850
Dentro dos grupos	80	120,69738	1,50872		
Total	82	128,37060			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 38 - ANOVA ($P < 0,05$) DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l) NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 2, ÀS 05:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	0,04346	0,04346	0,008	0,9313
Dentro dos grupos	54	304,35268	5,6361607		
Total	55	304,39614			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).

TABELA 39 - ANOVA ($P < 0,05$) (ANOVA) DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l) NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 2, ÀS 14:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	7,05612	7,05612	1,070	0,3057
Dentro dos grupos	52	342,87805	6,59381		
Total	53	349,93417			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 40 - ANOVA ($P < 0,05$) DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l) NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 2, ÀS 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	2,04829	2,04829	0,267	0,6128
Dentro dos grupos	54	413,85787	7,66403		
Total	55	415,90616			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 41 - ANOVA ($P < 0,05$) DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l) NA SUPERFÍCIE DA LAGOA 2 ÀS 05:00, 14:00 E 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	8,80960	4,40480	0,776	0,4635
Dentro dos grupos	80	453,84071	5,67301		
Total	82	462,65031			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 42 - ANOVA ($P < 0,05$) DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO FUNDO DA LAGOA 2 ÀS 05:00, 14:00 E 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	27,08247	13,54124	1,784	0,1746
Dentro dos grupos	80	607,24789	7,59060		
Total	82	634,33036			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 43- ANOVA ($P < 0,05$) DE pH NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 3, ÀS 05:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	1,35692	1,35692	2,359	0,1306
Dentro dos grupos	52	29,91332	0,57526		
Total	53	31,27024			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 44 - ANOVA ($P < 0,05$) DE pH NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 3, ÀS 14:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	1,34742	1,34742	2,360	0,1306
Dentro dos grupos	52	29,69267	0,57101		
Total	53	31,04010			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 45 - ANOVA ($P < 0,05$) DE pH NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 3, ÀS 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	1,57115	1,57115	2,741	0,1036
Dentro dos grupos	54	30,95284	0,57320		
Total	55	32,52399			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).TABELA 46- ANOVA ($P < 0,05$) DE pH NA SUPERFÍCIE DA LAGOA 3 ÀS 05:00, 14:00 E 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	0,31761	0,15880	0,329	0,7206
Dentro dos grupos	79	38,13230	0,48269		
Total	81	38,44991			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P < 0,05$).

TABELA 47 - ANOVA ($P<0,05$) DE pH NO FUNDO DA LAGOA 3 ÀS 05:00, 14:00 E 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	0,30211	0,15106	0,228	0,7969
Dentro dos grupos	79	52,42653	0,66363		
Total	81	52,72864			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P<0,05$).TABELA 48 - ANOVA ($P<0,05$) DA TEMPERATURA NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 3, ÀS 05:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	0,00643	0,00643	0,005	0,9459
Dentro dos grupos	54	72,73071	1,34686		
Total	55	72,73714			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P<0,05$).TABELA 49 - ANOVA ($P<0,05$) DA TEMPERATURA NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 3, ÀS 14:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	10,22685	10,22685	6,015	0,0176
Dentro dos grupos	52	88,41407	1,70027		
Total	53	98,64093			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P<0,05$).TABELA 50 - ANOVA ($P<0,05$) DA TEMPERATURA NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 3, ÀS 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	3,96446	3,96446	2,476	0,1214
Dentro dos grupos	54	86,46536	1,60121		
Total	55	90,42982			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P<0,05$).TABELA 51 - ANOVA ($P<0,05$) DA TEMPERATURA NA SUPERFÍCIE DA LAGOA 3 ÀS 05:00, 14:00 E 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	39,30620	19,65310	11,021	0,0001
Dentro dos grupos	80	142,65452	1,78318		
Total	82	181,96072			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P<0,05$).TABELA 52 - ANOVA ($P<0,05$) DA TEMPERATURA NO FUNDO DA LAGOA 3 ÀS 05:00, 14:00 E 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	10,14703	5,07351	3,867	0,0249
Dentro dos grupos	80	104,95562	1,31194		
Total	82	115,10265			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P<0,05$).TABELA 53 - ANOVA ($P<0,05$) DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l) NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 3, ÀS 05:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	0,04862	0,04862	0,016	0,9019
Dentro dos grupos	54	166,55660	3,08438		
Total	55	166,60521			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P<0,05$).TABELA 54 - ANOVA ($P<0,05$) DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l) NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 3, ÀS 14:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	21,54615	21,54615	3,042	0,0870
Dentro dos grupos	52	368,30159	7,08272		
Total	53	389,84774			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste ($P<0,05$).

TABELA 55 - ANOVA (P<0,05) DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l) NA SUPERFÍCIE E NO FUNDO DA LAGOA 3, ÀS 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	1	3,63630	3,63630	0,491	0,4938
Dentro dos grupos	54	399,68088	7,40150		
Total	55	403,31718			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 56 - ANOVA (P<0,05) DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg/l) NA SUPERFÍCIE DA LAGOA 3 ÀS 05:00, 14:00 E 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	50,28686	25,14343	5,683	0,0049
Dentro dos grupos	80	353,96923	4,42462		
Total	82	404,25609			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 57 - ANOVA (P<0,05) DA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO FUNDO DA LAGOA 3 ÀS 05:00, 14:00 E 18:00 HORAS.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	Significância (5%)
Entre os grupos	2	107,94284	53,97142	7,437	0,0011
Dentro dos grupos	80	580,56985	7,25712		
Total	82	688,51269			

GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: F-teste (P<0,05).

TABELA 7 - ANÁLISE DE CORRELAÇÃO (P< 0,05) ENTRE AS DIVERSAS VARIÁVEIS ANALISADAS NO EFLUENTE DE *L. vannamei*, CONSIDERANDO OS 10 ÚLTIMOS DIAS DE CULTIVO, QUANDO FOI ADMINISTRADA *Artemia*, COM DESTAQUE PARA AS CORRELAÇÕES SIGNIFICATIVAS E OS RESULTADOS OBTIDOS PARA *Artemia*.

Variá- veis	°C	pH	OD	P-PO ₄ ³⁻	COD	DBO	SS	Clor. a	Feopig.	C. calc.	T. tetr.	Artemia
°C	1,000	0,410	-0,216	-0,125	-0,214	0,009	0,453	-0,157	0,486	-0,015	0,356	0,235
pH		1,000	-0,358	-0,374	-0,514	-0,145	0,541	-0,307	0,492	-0,080	-0,477	0,358
OD			1,000	0,187	0,030	-0,590	-0,525	-0,367	0,211	-0,084	0,291	-0,414
P-PO ₄ ³⁻				1,000	0,887	0,171	0,217	0,804	-0,491	0,846	0,042	-0,044
COD					1,000	0,507	0,206	0,615	-0,676	0,692	-0,003	0,163
DBO						1,000	0,476	-0,267	-0,427	0,149	-0,382	0,708
SS							1,000	-0,207	0,014	0,227	-0,457	0,716
Clor. a								1,000	-0,351	0,799	0,279	-0,404
Feopig.									1,000	-0,383	0,112	0,076
C. calc.										1,000	-0,164	0,085
T. tetr.											1,000	-0,575
Artemia												1,000

TABELA 8 - ANÁLISE DE CORRELAÇÃO (P< 0,05) ENTRE AS DIVERSAS VARIÁVEIS ANALISADAS NA LAGOA 1, COM DESTAQUE PARA AS CORRELAÇÕES SIGNIFICATIVAS.

Variáveis	°C	pH	OD	P-PO ₄ ³⁻	COD	SS	Clorofila a	Feopig.
°C	1,000	-0,519	0,767	0,597	-0,574	0,322	0,519	0,374
pH		1,000	-0,367	-0,951	0,712	0,247	0,272	-0,487
OD			1,000	0,455	-0,368	0,544	0,390	0,401
P-PO ₄ ³⁻				1,000	-0,840	-0,241	-0,246	-0,344
COD					1,000	0,088	0,139	-0,324
SS						1,000	0,599	0,138
Clorofila a							1,000	-0,081
Feopigmentos								1,000

Os valores de °C, pH e OD correspondem as análises realizadas na superfície, às 05:00 horas.

TABELA 9 - ANÁLISE DE CORRELAÇÃO (P< 0,05) ENTRE AS DIVERSAS VARIÁVEIS ANALISADAS NA LAGOA 2, COM DESTAQUE PARA AS CORRELAÇÕES SIGNIFICATIVAS.

Variáveis	°C	pH	OD	P-PO ₄ ³⁻	COD	SS	Clorofila a	Feopig.
°C	1,000	-0,655	-0,137	0,484	-0,610	0,445	0,101	0,321
pH		1,000	0,442	-0,734	0,792	0,016	0,044	0,150
OD			1,000	-0,399	0,308	0,330	0,397	0,222
P-PO ₄ ³⁻				1,000	-0,846	0,147	0,309	0,188
COD					1,000	0,069	-0,061	0,081
SS						1,000	0,802	0,942
Clorofila a							1,000	0,820
Feopigmentos								1,000

Os valores de °C, pH e OD correspondem as análises realizadas na superfície, às 05:00 horas.

TABELA 10 - ANÁLISE DE CORRELAÇÃO (P< 0,05) ENTRE AS DIVERSAS VARIÁVEIS ANALISADAS NA LAGOA 3, COM DESTAQUE PARA AS CORRELAÇÕES SIGNIFICATIVAS.

Variáveis	°C	pH	OD	P-PO ₄ ³⁻	COD	SS	Clorofila a	Feopig.
°C	1,000	-0,343	-0,102	-0,147	-0,208	-0,456	0,472	-0,483
pH		1,000	0,730	-0,515	0,756	0,292	-0,121	0,059
OD			1,000	-0,662	0,756	0,298	0,062	0,389
P-PO ₄ ³⁻				1,000	-0,778	0,289	0,462	0,103
COD					1,000	0,107	-0,367	0,157
SS						1,000	0,250	0,758
Clorofila a							1,000	0,028
Feopigmentos								1,000

Os valores de °C, pH e OD correspondem as análises realizadas na superfície, às 05:00 horas.

ANEXO 5 - ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP)

TABELA 1 - CORRELAÇÃO ENTRE OS COMPONENTES PRINCIPAIS E AS VARIÁVEIS ORIGINAIS DOS EFLUENTES DE *F. paulensis* E *L. vannamei*, COM DESTAQUE PARA AS CORRELAÇÕES > 0,60 EM VALOR ABSOLUTO.

Variáveis	<i>F. paulensis</i>		<i>L. vannamei</i>	
	CP 1	CP 2	CP 1	CP 2
pH	0,3073	0,6685	-0,3706	-0,6370
OD	0,0264	-0,1660	-0,6649	0,0843
SS	0,8442	0,0236	0,5423	-0,3916
P-PO ₄ ³⁻	-0,3646	-0,0870	-0,4578	0,4959
DBO	-0,3573	-0,7513	0,4040	0,0860
<i>Chaetoceros</i>	-0,7583	0,5013	-0,8196	-0,2680
Clorofila <i>a</i>	-0,7282	0,5045	-0,9076	-0,2565
COD	-0,5262	-0,6097	-0,6598	0,4117
Temperatura	-0,3058	0,3090	-0,0611	-0,71886

TABELA 2 - CORRELAÇÃO ENTRE OS COMPONENTES PRINCIPAIS E AS VARIÁVEIS ORIGINAIS DOS EFLUENTES DAS LAGOAS 1, 2 E 3, COM DESTAQUE PARA AS CORRELAÇÕES > 0,60 EM VALOR ABSOLUTO.

Variáveis	Lagoa 1		Lagoa 2		Lagoa 3	
	CP 1	CP 2	CP 1	CP 2	CP 1	CP 2
P-PO ₄ ³⁻	0,8946	-0,3969	-0,8842	-0,1802	-0,7151	0,6264
COD	-0,8194	0,2748	0,8306	0,3924	0,9151	-0,2453
SS	0,1066	0,8618	-0,4232	0,8698	0,3326	0,8718
Clorofila <i>a</i>	0,0923	0,8720	-0,3874	0,8188	-0,3449	0,3028
Feopigmentos	0,5819	0,0892	-0,3796	0,8709	0,3804	0,7855
pH	-0,8539	0,4217	0,8091	0,4510	0,8457	-0,0447
OD	0,7184	0,5271	0,2996	0,6124	0,8688	0,0054
Temperatura	0,8310	0,4060	-0,7978	0,0221	-0,4077	-0,5424

Os valores de °C, pH e OD correspondem as análises realizadas na superfície, às 05:00 horas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALFONSO, E. Larvicultura (Segunda parte) In: ALFONSO, E.; RAMOS, L.; DIAZ-IGLESIA, E.; GARCIA, T.; ROSAS, C. (eds.) **Manual del II curso internacional producción de postlarvas de camarones peneidos del Atlántico de América**. Ciudad de Campeche: Facultad de Ciencias, UNAM, 1993. p. 39-79.
- ALFONSO, E.; BELTRAME, E.; ANDREATTA, E.R.; LEMOS, A.; QUARESMA, J. Uso de bacterias beneficiosas en la larvicultura del camaron *Penaeus schmitti*. **Revista de Investigaciones Marinas**, Habana, v. 17, n. 2-3, p. 209-214, 1996.
- ALFONSO, E.; COELHO, M. A. Biologia de Camarões Marinhos: Estádios larvais. In: ANDREATTA, E.R. & ALFONSO, E. (eds.) **Produção de pós-larvas de camarão marinho, II Curso Internacional** (1997: Florianópolis). Florianópolis: 1997a. cap. 2, p. 7-16.
- _____. Manejo da larvicultura. In: ANDREATTA, E.R. & ALFONSO, E. (eds.) **Produção de pós-larvas de camarão marinho, II Curso Internacional** (1997: Florianópolis). Florianópolis: 1997b. cap. 9, p. 132-152.
- APHA-AWWA-WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 18th edn. Washington, DC: American Public Health Association, 1992.
- ARAR, E.J.; COLLENS, G.B. Method 445.0, In Vitro Determination of Chlorophyll and Phaeophytin a in Marine and Freshwater Phytoplankton by Fluorescence. In: Methods for the determination of chemical substances in marine and estuarine environmental samples. USEPA Cincinnati, Ohio pub # (EPA/600/R92/121), 1992.
- ARBIV, R.; RIJN, J. van Performance of a treatment system for inorganic nitrogen removal in intensive aquaculture systems. **Aquacultural Engineering**, v. 14, p. 189-203, 1995.
- AURE, J.; STIGEBRANDT, A. Quantitative estimates of the eutrophication effects of fish farming on fjords. **Aquaculture**, v. 90, p. 135-156, 1990.
- BAILEY, C. The social consequences of tropical shrimp mariculture development. **Ocean & Shoreline Management**, v. 11, p. 31-44, 1988.
- BARNHIZER, D. Achieving sustainable shrimp aquaculture in Ecuador. In: IV CONGRESO ECUATORIANO DE ACUICULTURA. Guayaquil, 22/27 octubre, 1997. CD-ROM.
- BARROSO, G. F.; LITTLEPAGE, J. **Protocolo para análise de clorofila a e feopigmentos pelo método fluorimétrico (Fluorímetro TD-700)**. Documento do Programa Brasileiro para Integração da Maricultura e do Programa de Monitoramento Ambiental. Vitória, ago. 1998. 19p. Não publicado.
- BAUMGARTEN, M.G.Z.; ROCHA, J.M.B.; NIENCHESKI, L.F.H. **Manual de análises em oceanografia química**. Rio Grande: Editora da FURG, 1996. 132p.
- BELTRAME, E.; OLIVERA, A.; VINATEA, L.; COELHO, M.; ALFONSO, E.; DERNER, R.; PETERSEN, R. Estado actual de la producción de post-larvas de *Penaeus paulensis* y *P. schmitti* en el Estado de Santa Catarina, Brasil. In: SILVA, A. & MERINO, G. Acuicultura en Latinoamérica. IX CONGRESO LATINOAMERICANO DE ACUICULTURA (1996: Coquimbo) **Comunicaciones**

- Cortas.** Coquimbo: Universidad Católica del Norte, Asociación Latinoamericana de Acuicultura, 1996. p.1-4.
- BERGHEIM, A.; ÅSGÅRD, T. Waste production from aquaculture. In: BAIRD, D. J.; BEVERIDGE, M. C. M.; KELLY, L. A.; J. F. MUIR (eds.). **Aquaculture and water resource management**. Oxford: Blackwell Science Ltd. 1996. p. 50-80.
- BERGHEIM, A.; SANNI, S.; INDREVIK, G. & HØLLAND, P. Sludge removal from salmonid tank effluent using rotating microsieves. **Aquacultural Engineering**, v. 12, p. 97-109, 1993.
- BERNER, E. K.; BERNER, R. A. **Global environment: water, air, and geochemical cycles**. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall, 1996. 376p.
- BEVERIDGE, M.C.M; PHILLIPS, M. J.; CLARKE, R. M. (1991) A quantitative and qualitative assessment of waste from aquatic animal production. In: Brune, D. E. & Tomasso, J. R. (eds.) **Aquaculture and Water Quality**. Baton Rouge: The World Aquaculture Society. 1991. vol 3, p. 506-533.
- BOYD, C. E. **Manejo de suelo y de la calidad de agua en la acuicultura de piscinas**. Caracas: ASA, 1996. 62p.
- BOYD, C. E.; MASSAUT, L. Perspectives for sustainable aquaculture through better environmental management. In: IV CONGRESO ECUATORIANO DE ACUICULTURA. Guayaquil, 22/27 octubre, 1997. CD-ROM.
- BOYD, C. E.; MASSAUT, L. Risk associated with the use of chemicals in pond aquaculture. **Aquacultural Engineering**, v. 20, p. 113-132, 1999.
- BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária** 2. ed. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1978. 620 p.
- _____. **Limnología sanitaria, estudio de la polución de aguas continentales**. Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Washington, D.C.: 1984. 120 p. (Serie de biología, monografía n. 28)
- BRASIL. Lei 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. In: BRASIL. **Meio Ambiente: lei 9.605/98, atualizado até julho de 1998**. Rio de Janeiro: Ed. Esplanada, 1998. p. 39-52 (Coleção ADCOAS)
- BRASIL. Resolução CONAMA n. 20, de 18 de junho de 1986. Classifica as águas doces, salobras e salinas do território nacional, em nove classes, segundo seus usos preponderantes. **Diário Oficial da União**, p. 11.356, 30 jul. 1986.
- BROWN, J.J.; GLENN, E.P. Reuse of highly saline aquaculture effluent to irrigate a potential forage halophyte, *Suaeda esteroa*. **Aquaculture**. v. 20, 91-111, 1999.
- BROWN, J.J.; GLENN, E.P.; FITZSIMMONS, K.M. & SMITH, S.E. Halophytes for the treatment of saline aquaculture effluent. **Aquaculture**. v. 175, n. 3-4, 255-268, 1999.
- CANOVAS, S.; PICOT, B.; CASELHAS, C.; ZULKIFI, H.; DUBOIS, A.; BONToux, J. Seasonal development of phytoplankton and zooplankton in a high-rate algal pond. **Water Science Technology**, Great Britain, v. 33, n. 7, p. 199-206. 1996.

CLAY, J. W. Toward sustainable shrimp aquaculture. In: IV CONGRESO ECUATORIANO DE ACUICULTURA. Guayaquil, 22/27 octubre, 1997. CD-ROM.

COSTA-PEARCE Environmental impacts of nutrients from aquaculture: towards the evolution of sustainable aquaculture systems. In: BAIRD, D. J.; BEVERIDGE, M. C. M.; KELLY, L. A.; J. F. MUIR (eds.). **Aquaculture and water resource management**. Oxford: Blackwell Science Ltd. 1996. p. 81-113.

CRIPPS, S. J.; KELLY, L. A. Reductions in waste from aquaculture. In: BAIRD, D. J.; BEVERIDGE, M. C. M.; KELLY, L. A.; J. F. MUIR (eds.). **Aquaculture and water resource management**. Oxford: Blackwell Science Ltd. 1996. p. 166-201.

DAJOZ, Roger. **Ecologia geral**. 4ª ed. Petrópolis: Vozes, 1983. 472p.

DAVIS, D.A.; ARNOLD, C.R. The design, management and production of a recirculation raceway system for the production of marine shrimp. **Aquaculture Engineering**, v. 17, p. 193-211, 1998.

DERNER, R. B. Cultivo de microalgas. In: ANDREATTA, E.R. & ALFONSO, E. (eds.) **Produção de pós-larvas de camarão marinho, II Curso Internacional** (1997: Florianópolis). Florianópolis: 1997a. cap. 6, p. 64-88, 1997.

DUMAS, A.; LALIBERTÉ, G.; LESSARD, P.; de la NOÛE, J. Biotreatment of fish farm effluents using the cyanobacterium *Phormidium bohneri*. **Aquaculture Engineering**, v. 17, p. 57-68, 1998

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). Fishery information data and statistics unit. Aquaculture production statistics 1987-1996. **FAO Fisheries Circular**, Roma, n. 815 (Ver. 1), 1998. 197p.

ENANDER, M. & HASSELSTROM, M. An experimental wastewater treatment system for a shrimp farm. **INFOFISH International**, v. 4, p. 56-60, 1994.

ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de limnologia**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.

FOLK, C. & KAUTSKY, N. The role of ecosystems for a sustainable development of aquaculture. **AMBIO**, v. 18, n.4, p. 234-243, 1989.

FOX, J. Intensive algal culture techniques. In: J. ROBERT MORE (ed.). **Handbook of Mariculture**. Crustacean Aquaculture, Boca Raton: CRC Press Inc., 1986. v.1, p.15-41.

GESAMP (IMO/FAO/UNESCO/WNO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). **The state of the marine environment**. Rep. Stud. GESAMP n. 39. 1990. 111 p.

GOWEN, R. J.; ROSENTHAL, H. The environmental consequences of intensive coastal aquaculture in developed countries: what lessons can be learnt. In: PULLIN, R.S.V.; ROSENTHAL, H. & MACLEAN, J.L. Environment and aquaculture in developing countries. **ICLARM Conf. Proc.** (1994) 31, p. 102-115.

GRAY, N. F. **Biology of wastewater treatment**. 1. ed. (with corrections). New York: Oxford University Press, 1992. 828 p.

GUERRELHAS, A.C.B. Situação atual e perspectivas de produção de pós-larvas de *L. vannamei* no Brasil. **Revista da ABCC**, Ano 1, n. 2, p. 08-10, nov. 1999.

- HAMMOUDA, O.; GABER, A.; ABDEL-RAOUF, N. Microalgae and Wastewater Treatment, **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 31, p. 205-210, 1995.
- HOPKINS, J.S.; HAMILTON II, R.D.; SANDIFER, P.A.; BROWDY, C.L.; STOKES, A.D. Effect of water exchange rate on production, water quality, effluent characteristics and nitrogen budgets of intensive shrimp ponds. **Journal World Aquaculture Society**, v.24, n.3, p.304-320, Sept.1993.
- _____; SANDIFER, P.A.; BROWDY, C.L.; HOLLOWAY, J.D. Comparison of exchange and no-exchange water management strategies for the intensive pond culture of marine shrimp. **Journal of Shellfish Research**, v.15, n. 2, p.441-445, 1996.
- _____; SANDIFER, P.A. & BROWDY, C.L. Sludge management in intensive pond culture of shrimp: effect of management regime on water quality, sludge characteristics, nitrogen extinction, and shrimp production. **Aquacultural Engineering**, v.13, p.11-30, 1994.
- INTRASUNGKHA, N.; KELLER, J. & BLACKALL, L.L. Biological nutrient removal efficiency in treatment of saline wastewater. **Water Science Technology**, Great Britain, v. 39, n. 6, p.183-190, 1999.
- IWAI, Motonaga. **Desenvolvimento larval e pós-larval de *Penaeus paulensis* Perez Farfante, 1967 e o ciclo de vida dos camarões do gênero *Penaeus* da Região Centro-Sul do Brasil**. São Paulo: USP, 1978. 137 p. Tese (Doutorado em ciências) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 1978.
- JORDÃO, Eduardo Pacheco & PESSÔA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 720p.
- KIOUSSIS, D. R.; WHEATON, F. W.; KOFINAS, P. Phosphate binding polymeric hydrogels for aquaculture wastewater remediation. **Aquacultural Engineering**, v.19, p.163-178, 1999.
- KOCH, J.; PORTO FILHO, E.; PANITZ, C. M. N. Quadro evolutivo dos parâmetros físico-químicos da Lagoa da Conceição, Florianópolis - 1979 a 1997. In: Semana Nacional de Oceanografia (1997: Itajaí, Santa Catarina). **Anais...** Itajaí: Faculdade de Ciências do Mar da Universidade do Vale do Itajaí, 1997. p. 131-133.
- LANDESMAN, L. Negative impacts of coastal aquaculture development. **World Aquaculture**, v. 25, n. 2, p. 12-17, June 1994.
- LARSSON, J., FOLKE, C. & KAUTSKY, N. Ecological limitations of shrimp farming in Colombia. In: CALDERON, J. & SORGELOOS, P. (Eds.) II CONGRESO ECUATORIANO DE ACUICULTURA, (1995: Ecuador) **Memorias...** Ecuador: 1995. p. 176-187.
- LAVENS, P. & SORGELOOS, P. Present status and prospectos of the use of *Artemia* cysts and biomass in shrimp farming. . In: AQUICULTURA BRASIL'98 (1998: Recife). **Anais...** Recife: Persona, 1998. v. 1, p. 147-162.
- LEFEBVRE, S.; HUSSENOT, J.; BROSSARD, N. Water treatment of land-based fish farm effluents by outdoor culture of marine diatoms. **Journal of Applied Phycology**, v. 8, p. 193-200, 1996.
- LIN, C.K.; RUANTHAVEESUB, P. & WANUCHSOONTORN, P. Integrated culture of the green mussel (*Perna viridis*) in wastewater from an intensive shrimp pond: concept and practice. **World Aquaculture**, v. 24, n. 2, p.68-73, June 1993.

- LUCIEN-BRUN, H. Evolution of world shrimp production: fisheries and aquaculture. **World aquaculture**, v. 28, n.4, p. 21-33, Dec. 1997.
- MACINTOSH, D.J. & PHILLIPS, M.J. Environmental considerations in shrimp farming. **Infofish International**, Kuala Lumpur, n.6, p.38-42, nov./dez. 1992a.
- _____. Environmental issue in shrimp farm. In: SARAM, H. & SINGH, T. (Eds.) SHRIMP'92 HONG KONG 3rd GLOBAL CONFERENCE ON THE SHRIMP INDUSTRY (1992:HONG KONG) **Proceedings...** Kuala Lumpur: Infofish, 1992b. p. 118-145.
- MACHADO, Marcelo Rogério. **Caracterização físico-química dos efluentes de tanques de cultivo intensivo de pós-larvas de *Penaeus vannamei* na fase de pré-berçário.** Florianópolis, 1998. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina.
- MAIA, E. P. Progresso e perspectivas da carcinicultura marinha no Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE CULTIVO DE CAMARÃO, 4, 1993. João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: MRC Aquacultura. p. 185-196.
- MARGALEF, R. **Ecología.** Barcelona: Omega, 1982. 951p.
- MARTIN, D. F. **Marine chemistry.** New York: Marcel Dekker, 1970. v. 2, Theory and applications. 451 p.
- MARTIN, G. **Point sur l'épuration et le traitement des effluents (eau air).** Paris: Technique et Documentation Lavoisier, 1985. v. 2, 2.2 Bactériologie des milieux aquatiques: aspects écologiques et sanitaires. 219 p.
- MELO, O. Situação do vírus WSSV (white spot syndrome virus) nas américas. **Revista da ABCC**, Ano 1, n. 2, p. 19-22, nov. 1999.
- MILLAMENA, O. M. Organic pollution resulting from excess feed and metabolite build-up: effect on *Penaeus monodon* postlarvae. **Aquacultural Engineering**, v. 9, p. 143-150, 1990.
- MILLAMENA, O.M.; CASALMIR, C.M.; SUBOSA, P.F. Performance of recirculating systems for prawn hatchery and broodstock maturation tanks. **Aquacultural Engineering**, v.10, p. 161-171, 1991.
- MILLER, G. E.; LIBEY, G. S. Evaluation of three biological filters suitable for aquacultural applications world shrimp production: fisheries and aquaculture. **Journal World Mariculture Society**, v. 16, p. 158-168, 1985.
- MOSS, S. M.; PRUDER, G. D. Characterization of organic particles associated with rapid growth in juvenile white shrimp, *Penaeus vannamei* Boone, reared under intensive culture conditions. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 187, p. 175-191, 1995.
- MUEDAS, W. L. & VINATEA, L. A. Una crítica al modelo económico de desarrollo de la acuicultura Latinoamericana. In: AQUICULTURA BRASIL'98 (1998: Recife). **Anais...** Recife: Persona, 1998. v. 2, p. 781-794.
- MURPHY, J.; RILEY, J. P. **Anal. Chim. Acta**, 27: 31, 1962.
- NASCIMENTO, I. A.; MANGABEIRA, F. C.; EVANGELISTA, A. J. A.; SANTOS JR., A. dos; PEREIRA, S. A.; SILVANY, M. A. A. e CARVALHAL D. F. Cultivo integrado de camarões e ostras: a busca de uma tecnologia limpa para o desenvolvimento sustentado. In: AQUICULTURA BRASIL'98 (1998: Recife). **Anais...** Recife: Persona, 1998. v. 2, p. 503-514.

- NURDOGON, Y.; OSWALD, W. J. Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. **Water Science Technology**, Great Britain, v.31, n. 12, 33-43, 1995.
- ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988. 434p.
- OLIVERA, A. **Produccion de post-larvas de camarones peneidos *Penaeus paulensis* Industria langostinera**. [s.l.: s.n.], não paginado, 1995.
- OLIVERA, Alfredo. **Avaliação do valor nutricional das microalgas *Chaetoceros calcitrans* (PAULSEN) TAKANO e *Tetraselmis tetrahele* (KYLIN) BUTCH e do microcrustáceo *Artemia franciscana* (KELLOGG, 1906) utilizados como alimento inicial de larvas de *Penaeus paulensis* (PÉREZ FARFANTE, 1967)**. Jaboticabal, 1998. Tese (Doutorado em Aqüicultura) - Centro de Aqüicultura, Universidade Estadual Paulista. 128 p.
- OLIVERA, A; COELHO, M. A. Nutrição de larvas e primeiras pós-larvas. In: ANDREATTA, E.R. & ALFONSO, E. (eds.) **Produção de pós-larvas de camarão marinho, II Curso Internacional** (1997: Florianópolis). Florianópolis: 1997a. cap. 9, p. 95-131.
- OLIVEIRA, Jaqueline de Medeiros. **Efeitos da densidade populacional e renovação de água no crescimento e sobrevivência larval da ostra *Crassostrea gigas* (THUNBERG, 1793)**. Florianópolis, 1998. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura) - Departamento de Aqüicultura, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina.
- OLIVEIRA, D. B. F.; FERNANDEZ, T. L. S.; ALMEIDA, L. D. L.; SANTOS, M. M. G. **Microalgas de viveiros estuarinos de cultivo de camarão**. Natal: EMBRAPA/EMPARN, 1998. 36 p.
- OSWALD, W. J. Ponds in the twenty-first century. **Water Science Technology**, Great Britain,, v. 31, n. 12, p.1-7, 1995.
- PÁEZ-OSUNA, F.; GUERRERO-GALVÁN, S.R.; RUIZ-FERNÁNDEZ, A.C. & ESPINOZA-ANGULO, R. Fluxos e mass balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in North-Western Mexico. **Marine Pollution Bulletin**, v.34, n.5, p.290-297, 1997.
- PARSONS, T. R.; MAITA, Y.; LALLI, C. M. **A manual of chemical and biological methods for seawater analysis**. (with corrections). Great Britain: Pergamon Press, 1989. 173 p.
- PEARSON, H.W. Expanding the horizons of pond technology and application in na environmentally conscious world. **Water Science Technology**, Great Britain, v. 33, n. 7, p.1-9, 1996.
- PELLENS, Isabel Cristina . **Dinâmica de nutrientes inorgânicos no estuário do Rio Itajaí-Açu/SC**. Itajaí, 1997. Monografia (Graduação em Oceanografia) - Faculdade de Ciências do mar, Universidade do Vale do Itajaí.
- PÉREZ-FARFANTE, I.; KENSLEY, B.F. **Penaeoid and sergestoid shrimps and prawns of the word: Key of diagnoses for the families and genera**. Museum National d'Histoire Naturelle, Paris, 1997, v. 185.
- PÉREZ, J. E. Introducción y transferencia de espécies acuáticas. **Acta Científica Venezolana**, v. 45, p. 231-237 1994.
- PÉRÈS, J.M. Acción de los factores de polución sobre las comunidades pelágicas. Polución y eutrofización. In: PÉRÈS, J.M. et al. **La polución de las águas marinas**. Barcelona: Ediciones Omega, 1980. p. 142-151.

- PILLAY, ZT.V.R. **Aquaculture and the environment**. New York: Wiley & Sons, Inc., 1992. 189 p.
- PRIMAVERA, J. H. Environmental and socioeconomic effects of shrimp farming: the Philippine experience. **INFOFISH International**, v.1, p. 44-49 1994.
- QUESADA, J. E.; BELETTINI, F. Toxicidade de efluentes de cultivos intensivos de camarão "branco" *Penaeus schmitti* (Bunkenroad, 1936) In: AQUICULTURA BRASIL'98 (1998: Recife). **Anais...** Recife: Persona, 1998. p. 204. Resumo.
- QUESADA, J. E.; COELHO, M. A.; AQUINI, E. N.; CURIACOS, A. P. J.; TOSHIO, L. I.; ROUTLEDGE, E. A. B.; ALVAREZ, G.; SUPPLY, F. M. e VINATEA, L. A. Aquicultura sustentável: construindo um conceito. In: AQUICULTURA BRASIL'98 (1998: Recife). **Anais...** Recife: Persona, 1998. v.2, p. 515-525.
- QUESADA, Jaime Elmer. **Cultivo intensivo de *Penaeus schmitti* (Bunkenroad, 1936) em diferentes densidades de estocagem**. Florianópolis, 1998. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) - Departamento de Aquicultura, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina.
- RAMALHO, Rubens Sette. **Introduction to wastewater treatment processes**. 4^a ed. New York: ACADEMIC PRESS, 1977. 409p.
- ROCHA, I. P. & MAIA, E. P. Desenvolvimento tecnológico e perspectivas de crescimento da carcinicultura marinha brasileira. In: AQUICULTURA BRASIL'98 (1998: Recife). **Anais...** Recife: Persona, 1998. v.1, p. 213-235.
- SANDIFER, P.A. & HOPKINS, J.S. Conceptual design of a sustainable pond-based shrimp culture system. **Aquacultural Engineering**, v.15, n.1, p.41-52, 1996.
- SANTA CATARINA. Decreto nº 14.250, de 05 de junho de 1981. Regulamenta dispositivos da Lei nº 5.795, de 15 de outubro de 1980, referente à proteção e a melhoria da qualidade ambiental. In: **Legislação sobre recursos hídricos**. Florianópolis: Governo do Estado; Tubarão: Ed. Universitária da UNISUL, 1998. 96 p.
- SCHNOOR, J. L. **Environmental modeling. Fate and transport of pollutants in water, air and soil**. New York: John Wiley & Sons, 1996. 682p.
- SEIFFERT, W. Q.; DERNER, R. B. & ANDREATTA, E. R. Potencial e perspectivas do cultivo de camarões marinhos no Estado de Santa Catarina, Sul do Brasil. In: AQUICULTURA BRASIL'98 (1998: Recife). **Anais...** Recife: Persona, 1998. p. 103. Resumo.
- SHARP, J. H. Procedures subgroup report. **Marine Chemistry**, v.41, p.37-49, 1993.
- SHELEF, G.; KANAREK, A. Stabilization ponds with recirculation. **Water Science Technology**, Great Britain,, v. 31, n. 12, p.389-397, 1995.
- SHIREMAN, J. V. & CICHRA, C. E. Evaluation of aquaculture effluents. **Aquaculture**, v. 123, p. 55-68, 1994.
- SIERRA DE LEDO, B.; SORIANO-SIERRA, E. J. Changes and trends of hydrological parameters in a physically stressed coastal lagoon. Cap. 27: 403-414. In: SIERRA DE LEDO, B. & SORIANO-SIERRA, E. J. (Eds.). **O ecossistema da Lagoa da Conceição**. NEMAR/CCB/UFSC. SDM/FEPEMA. Florianópolis, 1999.

- SILVA, S.A. & MARA, D.D. **Tratamentos biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização**. 1ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 1979. 140p.
- SORIANO-SIERRA, E. J. Ecossistemas de marismas da Lagoa da Conceição. II. A Fitocenosis. Cap. 10: p.171-183. In: SIERRA DE LEDO, B. & SORIANO-SIERRA, E. J. (Eds.). **O ecossistema da Lagoa da Conceição**. NEMAR/CCB/UFSC. SDM/FEPEMA. Florianópolis, 1999.
- STRICKLAND, J.D.H.; PARSONS, T.R. **A practical handbook of seawater analysis**. Fisheries Research Board of Canada. 2. Ed. Ottawa: Bulletin 167, 1972. 311p.
- SURAMPALLI, R. Y.; BANERJI, S. K.; PYCHA, C. J.; LOPEZ, E. R. Phosphorus removal in ponds. **Water Science Technology**, Great Britain,, v. 31, n. 12, p.331-339, 1995.
- TAVARES L. H. S. (1994) **Limnologia aplicada à aquicultura**. Jaboticabal: FUNEP. 70p.
- TAIT, R. V. **Elementos de ecología marina**. Zaragoza: Editorial Acribia S.A., 1987. 446p.
- TEICHERT-CODDINGTON, D.R.; ROUSE, D.B.; POTTS, A. & BOYD, C.E. Treatment of harvest discharge from intensive shrimps ponds by settling. **Aquacultural Engeneering**, v.19, p.147-161, 1999.
- TURNER DESIGNS. Chlorophyll and Pheophytin. Fluorometric Facts Bull. 101, 1995. Available from Turner Designs Sunnyvale Calif. 19 p.
- VANNUCCI, M. A aquicultura asiática e a conservação dos manguesais. In: 3ª REUNIÃO ESPECIAL DA SBPC - Ecossistemas Costeiros: Do conhecimento à gestão, 4, 1996. Florianópolis. **Anais...**Florianópolis: EDEME. p. 55-58.
- VINATEA, Luis Alejandro. **Estudo comparativo dos sistemas de renovação contínua e estática na larvicultura de *Penaeus paulensis* (PÉREZ FARFANTE, 1967) associados a altas densidades de estocagem e diferentes taxas de renovação de água**. Florianópolis, 1993. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) - Departamento de Aquicultura, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina.
- _____. Doenças de Larvas e Pós-larvas. In: ANDREATTA, E.R. & ALFONSO,E. (eds.) **Produção de pós-larvas de camarão marinho, II Curso Internacional** (1997: Florianópolis). Florianópolis: 1997. cap. 11, p. 157-179.
- _____. **Aquicultura e desenvolvimento sustentável: subsídios para a formulação de políticas de desenvolvimento sustentável da aquicultura brasileira**. Florianópolis: Editora da UFSC,1998. 350p.
- _____. **Modos de apropriação e gestão patrimonial de recursos costeiros: estudo de caso sobre o potencial e os riscos do cultivo de moluscos marinhos na Baía de Florianópolis, Santa Catarina**. Florianópolis,2000. Tese (Doutorado) - Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Santa Catarina. 260 p.
- _____. & MUEDAS, W. L. A aquicultura brasileira está preparada para enfrentar os desafios sócio-ambientais do século XXI?. In: AQUICULTURA BRASIL'98 (1998: Recife). **Anais...** Recife: Persona, 1998. v. 2, p. 545-558.
- VON SPERLING, Eduardo. Avaliação do estado trófico de lagos e reservatórios tropicais. **Bio Engenharia Sanitária e Ambiental**. Encarte Técnico, Ano III, p.68-76, 1994.

- VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996a. 243p. (Princípios do Tratamento biológico de águas residuárias vol. 1)
- VON SPERLING, Marcos. **Lagoas de Estabilização**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996b. 134p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias vol. 3)
- WANG, J-K. Managing shrimp pond water to reduce discharge problems. **Aquacultural Engineering**, v.9, p.61-73, 1990.
- WAINBERG, A. A.; CAMARA, M. R. Brazilian shrimp farm... it's growing, but is it sustainable? **World aquaculture**, v. 29, n.1, Mar. 1998a.
- _____; _____. Carcinicultura no litoral oriental do Estado do Rio Grande do Norte, Brasil: interações ambientais e alternativas mitigadoras. In: AQUICULTURA BRASIL'98 (1998: Recife). **Anais...** Recife: Persona, 1998b. v. 2, p. 527-544.
- WESTON, D. P. The effects of aquaculture on indigenous biota. In: BRUNE, D.E. & TOMASSO, J.R.(Eds.) **Aquaculture and water quality**. Baton Rouge: The World Aquaculture Society, 1991. p. 534-567.
- WEYL, P. K. **Oceanography. An introduction to the marine environment**. New York: John Wiley & Sons, 1970. 535p.
- YONESHIGUE-BRAGA, Y.; JACOB, S. A.; ANDRÉ, D. L. ; DINIZ, I.; VERGARA, E. M.; COUTINHO, R. A preliminary study using untreated municipal sewage as a basic algal culture media. Rio de Janeiro: **Publicação do Instituto de Pesquisas da Marinha**, n. 105. Jun. 1977.
- ZIEMANN, D. A.; WALSH, W. A.; SAPHORE, E. G. & FULTON-BENNETT, K. A survey of water quality characteristics of effluent from hawaiian aquaculture facilities. **Journal World Aquaculture Society**, v. 23, n. 3, p. 180-191, sept. 1992.